

EN 34<sub>D</sub>

Nov. 1992- EAWAG, CH-8600 Dübendorf, Schweiz/Suisse

Lieber Leser, liebe Leserin

Wieder führte die EAWAG in der Reihe "Von der Forschung zur Praxis" eine Informationstagung durch, diesmal zur Entwicklung der Seen.

Diese Tagungen erfordern jeweils viel Vorbereitungsarbeit; sie sind ein Gemeinschaftswerk vieler MitarbeiterInnen. Die diesjährigen fachlichen und organisatorischen Vorbereitungen wurden von Ueli Bundi und Maja Lukač geleitet.

Seit 10-15 Jahren zeigen die Gewässerschutzmassnahmen in den Seen Wirkung. Der Phosphorgehalt nimmt dank der Abwasserreinigung und dem Phosphatverbot in den Waschmitteln sukzessive ab. Einige Seen weisen heute einen sehr guten Zustand auf. Viele sind aber immer noch übermässig mit Phosphor belastet, speziell in landwirtschaftlich übernutzten Gebieten. Mittels Belüftung ist aber nur eine kurzfristige Symptombekämpfung möglich. Künftig muss vor allem der landwirtschaftliche Phosphoreintrag reduziert werden. Ab Seite 4 nehmen die AutorInnen Stellung zu den Vorgängen in den Seen, den Belastungen und den Schutzmassnahmen.

Seit dem 1.4.1992 fährt das Boot der EAWAG mit einem neuen Kapitän: mit Herrn Prof. Alexander J.B. Zehnder. Auf den beiden folgenden Seiten stellt er seinen Kurs in die Zukunft vor.

Und nun wünsche ich Ihnen eine gute Lektüre bei frischer Seebrise!

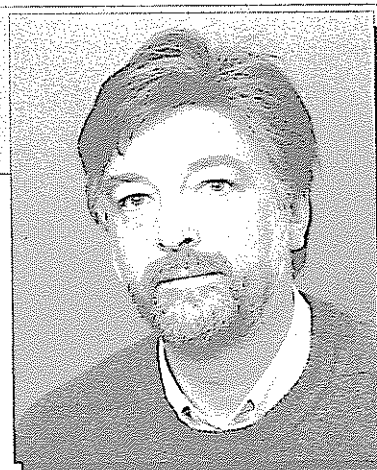
Diana Hornung

Inhalt	
Titel	Seite
Gedanken zur Zukunft, Alexander J. B. Zehnder	2
<b>Seensanierung und Seenökologie wohin führt die Entwicklung?</b>	
Der See als Ökosystem, Heinz Ambühl und Heinrich Bühler	4
Stoffverteilungen im See: Zusammenspiel von physikalischen und chemischen Prozessen, Dieter Imboden, Laura Sigg und René Schwarzenbach	9
Das Plankton und seine trophische Struktur in Seen unterschiedlicher Trophie, Hans Rudolf Bürgi	14
Biogeochemische Prozesse an der Sedimentoberfläche, Bernhard Wehrli, Andrea Ventling und Rudolf Müller	19
Die Bodenfauna im Hallwilersee dringt vor, Fred Stössel	23
Auswirkungen von Sanierungsmassnahmen auf den Trophiegrad und Sauerstoffhaushalt von Seen, René Gächter und Alfred Wüest	27
Abschätzung der P- Einträge in den Sempachersee aus diffusen Quellen und Massnahmen zu deren Reduktion, Peter Hurni, Markus Braun und Felix Schärer	33
Spiegelbild im Sempachersee, Markus Braun	37
Fazit, Alexander B. J. Zehnder	39
Neues über die EAWAG und ihre MitarbeiterInnen	41
Publikationen 1615-1670	42

Il est prévu de publier en français les discours de la journée d'information du 29 septembre 1992 "Assainissement des lacs et écologie des lacs" dans les Nouvelles de l'EAWAG 34F.

# Gedanken zur Zukunft

Alexander J. B. Zehnder



Seit sechs Monaten bin ich jetzt schon an der EAWAG. Ich werde oft gefragt, wohin der Weg führen soll? Die Zukunft der EAWAG hängt nicht nur von mir ab, sondern in sehr starker Masse natürlich von den EAWAG-Mitarbeitern, dem EAWAG-Umfeld und den Entwicklungen ausserhalb der EAWAG. Natürlich habe ich mir einige Gedanken zur Zukunft der EAWAG gemacht. Diese möchte ich Ihnen, liebe Leser und Leserinnen im folgenden kurz skizzieren.

Die EAWAG ist ein ganz spezielles Institut. Bereits Anfang der 70er Jahre hat mein Vorgänger Werner Stumm erkannt, dass Umweltwissenschaften einen besonderen Forschertyp benötigen. Ein Umweltwissenschaftler muss in einer der klassischen Disziplinen hervorragendes leisten können, aber er muss auch imstande sein, das Wesentliche von anderen Disziplinen zu erfassen. Werner Stumm hat es verstanden, in einer Zeit, als die Umweltwissenschaften belächelt wurden, junge Leute für dieses Arbeitsgebiet zu begeistern und sie zu speziellen Leistungen anzu-spornen. Nur beste wissenschaftliche Qualität wurde akzeptiert. Diese jungen Leute von damals haben den Umweltwissenschaften zum Durchbruch verholfen und sind heute die Träger der EAWAG. Sicherlich auch dank den speziellen Anstrengungen der EAWAG und seiner MitarbeiterInnen, gehören Umweltwissenschaften an vielen Universitäten und Hochschulen heute zum guten Ton und sind auf dem besten Weg eine etablierte Wissenschaft zu werden.

Will die EAWAG auch weiterhin eine führende und entscheidende Rolle in den Umweltwissenschaften spielen, müssen ihre Beiträge innovativ sein und den höchsten wissenschaftlichen Qualitätsanforderungen genügen. Neben soliden disziplinenorientierten Studien, soll dem disziplinenübergreifenden Arbeiten ein Hauptaugenmerk gewidmet werden. Es liegt mir am Herzen, Natur- und Ingenieurwissenschaften noch stärker miteinander zu verknüpfen und schrittweise auch die Geistes- und Sozialwissenschaften zu inkorporieren. Interdisziplinäres Denken und Arbeiten ist

eine wichtige Grundlage für die nachhaltige Entwicklung der Menschheit in einer gesunden Umwelt.

## Arbeitsgebiete

Wasser und Stoffflüsse sind und bleiben die zentralen Arbeitsgebiete der EAWAG. Von grundlegender Bedeutung ist die Erforschung der physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse in den Gewässern und bei den Kreisläufen, die Boden, Wasser und Luft koppeln, sowie die Wechselbeziehung zwischen anthropogenen Aktivitäten und den natürlichen Ressourcen, einschliesslich der Massnahmen zum Schutz der Umwelt, speziell der Gewässer.

Die Objekte der Forschung sind: *Die Gewässer* als Lebensräume für Organismen, als Elemente ökologischer Netzwerke und als ideelle Objekte; *das Wasser* als Transportmedium für Elemente und Stoffe zwischen den verschiedenen Sphären, als Medium für Umweltprozesse, und die physikalischen, chemischen und biologischen *Umweltprozesse* selbst, sowie als für den Menschen essentielle Ressource; *Stoffkreisläufe*, die zwischen Wasser, Boden und Luft ablaufen, die durch zivilisatorische Tätigkeiten angekurbelt oder neu geschaffen werden und welche die Umweltbedingungen mitbestimmen.

## Aufgaben

International gehört die EAWAG immer noch zu den wenigen Instituten mit einer kritischen Masse von *know-how* in Naturwissenschaft und Ingenieurwesen, welche Umweltprobleme und Fragen zur Umwelt angehen kann. Eine solche kritische Masse ist unbedingt nötig, wollen wir unsere Zukunft erfolgreich bewältigen. Stand bis jetzt vorallem Schadensbegrenzung und Schadensverminderung im Vordergrund, verlangt die Zukunft von uns, Schäden vorzubeugen und Konzepte für Nachhaltigkeit zu entwickeln und in die Praxis umzusetzen.

Es scheint auf den ersten Blick nicht möglich die weitere Industrialisierung auf der Erde, die Intensivierung der Landwirtschaft, den Wunsch nach Individualität und Mobilität und mehr persönliche Sicherheit und Komfort für eine wachsende Anzahl Menschen mit dem effektiven Schutz unserer Umwelt zu kombinieren. Und doch, nur diese scheinbar unmögliche Kombination wird die weitere Existenz der Menschheit in Würde erlauben. Bis zur Mitte des nächsten Jahrhunderts, wird sich die Weltbevölkerung verdoppeln. Schon heute müssen 25% der Weltbevölkerung mit Wasser von ungenügender Qualität vorlieb nehmen und leben in einer Umgebung mit verschmutztem Boden, Luft und Wasser, welche die Gesundheit belasten.

Es fehlen uns nicht nur die Konzepte, sondern zum grossen Teil auch die Ideen, wie wir unseren Kindern und deren Nachfahren in allen Teilen dieser Erde ein Leben, mindestens vergleichbar mit unserem, garantieren können. Nachhaltigkeit ist das Gebot der Stunde und muss zuoberst auf der Prioritätenliste stehen für uns alle, vorallem natürlich denjenigen, die sich täglich mit Umweltfragen beschäftigen sowie an der EAWAG.

Wasser ist einer der Schlüssel für eine nachhaltige Entwicklung. Verschiedene internationale Gremien, welche die Zukunft unserer Erde analysierten, kamen zum Schluss, dass Wasser unsere spezielle Aufmerksamkeit verdient. Die Weltkommission für Umwelt und Entwicklung, die sogenannte Brundtlandkommission, gibt dem Wasser im Rahmen der nachhaltigen Entwicklung eine zentrale Stellung. Auch die Wissenschaftsagenda für Umwelt und Entwicklung, die sogenannte Agenda 21, welche beim Erdgipfel in Rio de Janeiro verabschiedet wurde, gibt den Umweltwissenschaften und dem Wasser einen hohen Stellenwert.

Empfehlungen und Leitfäden internationaler Gremien sind sehr oft gestützt auf wissenschaftlicher Erkenntnis, aber meistens sehr allgemein formuliert. Sie appellieren an unser Verantwortungsgefühl. Es ist an uns Wissenschaftler und Wissenschaftlerinnen, diese Empfehlungen aufzunehmen und umzusetzen.

In der Konkretisierung des Begriffes "Nachhaltigkeit", sehe ich für die EAWAG eine der Hauptaufgaben für die Zukunft. Dieser Beitrag ist wichtig für die Erfüllung der Rolle, welche die EAWAG im Rahmen der Schweizerischen Hochschulen, der Verwaltungen und politischen Gremien des Bundes, der Kantone und Gemeinden und der internationalen wissenschaftlichen Gemeinschaft spielt.

Die Aufgabe der EAWAG ist es, eine Brücke zu bilden zwischen Grundlagenforschung und Praxis. Sie orientiert sich an der Umweltrelevanz und an der disziplinen- und institutionen-übergreifenden Problembearbeitung. Diese Aufgabe kann sie nur erfüllen, wenn ihre Aktivitäten sowohl in der Grundlagenforschung, als auch in der Praxis fest verankert sind. Nur eine enge Beziehung mit Hochschule und Praxis erlaubt der EAWAG, wissenschaftliche Institutionen, Behörden, Regierungen, Industrie und internationale Organisationen zu unterstützen, mit ihnen zu kooperieren und als deren kompetenter Partner aufzutreten.

---

## Schwerpunkte

---

### Forschung

---

Die EAWAG – mit ihren verschiedenen Disziplinen im eigenen Haus – eignet sich ausgezeichnet für interdisziplinäre Projekte. Bei einer gemeinsamen Klausur aller leitenden Angestellten der EAWAG im April dieses Jahres wurde beschlossen, in einem grossen Forschungsschwerpunkt zu untersuchen, wie Nachhaltigkeit in die Praxis umgesetzt werden kann. Weitere Diskussionen ergaben, dass dieser Forschungsschwerpunkt generalisierbare und direkt anwendbare Unterlagen und Techniken zur Lösung bestehender Probleme sowie zur nachhaltigen Ressourcenbewirtschaftung liefern muss.

Die Forschung soll sich konzentrieren auf die Bereiche des Grundwassers, der Gewässernutzung und -gestaltung, der Altlastensanierung und möglicher Nutzung

von Altlasten sowie der Entwicklung neuer Konzepte für die Deponierung von Abfällen jeder Art. Die Arbeiten sollen sich auf eine Region beschränken, um möglichst konkret zu bleiben. Gruppen von ausserhalb der EAWAG sollen zur Teilnahme am Forschungsschwerpunkt eingeladen werden. In der nächsten Nummer soll dieser Forschungsschwerpunkt näher erläutert werden.

Zur Lösung der zukünftigen Umwelt- und Entwicklungsprobleme und einem kreativen Ansatz zur nachhaltigen Entwicklung genügen naturwissenschaftliche und technologische Ansätze nicht mehr. Auch das organisatorische Gefüge unserer Gesellschaft muss nachhaltig verändert werden. Die EAWAG wird daher ihre Kompetenzen auch in humanwissenschaftlicher Richtung entwickeln, welche die vorhandene natur- und ingenieurwissenschaftliche Aktivitäten harmonisch ergänzen soll. Ab Januar 1993 wird Dr. Carlo C. Jaeger an der EAWAG eine Gruppe Humanökologie aufbauen.

Neben der rein technologischen Entwicklung, die vorallem von den Ingenieuren ausging, hat der Fortschritt der Physik und Chemie unsere Gesellschaft in diesem Jahrhundert sehr stark beeinflusst. Physik und Chemie haben sich als Umweltwissenschaften in letzten 30 Jahren etabliert. Sie sind beide neben der Ingenieurwissenschaften aus der Umweltforschung nicht mehr wegzudenken.

Die Biologie hingegen blieb mit wenig Ausnahmen nur beschreibend. Viele biologische Faktoren spielten ausschliesslich die Rolle von Indikatoren. Rasante Entwicklungen der Biologie in den letzten 10 Jahren, vorallem im molekularen Bereich, erlauben heute biologische Prozesse und Interaktionen quantitativ besser vorauszusagen. Die Biologie und ihre Subdisziplinen werden sich auch in den kommenden Jahren in raschem Tempo weiter entwickeln. Die Umweltwissenschaften können von dieser "Kenntnisexplosion" sehr profitieren, so auch die EAWAG. Die EAWAG wird in der Zukunft die Möglichkeiten, die ihr die neuen Erkenntnisse der Biologie bieten, konsequent nutzen. Es versteht sich von selbst, dass dabei alle anderen Disziplinen nicht vernachlässigt werden.

---

### Lehre und Weiterbildung

---

Das Aussehen unserer Umwelt und das Funktionieren unserer Gesellschaft ist

in entscheidendem Masse durch die Ingenieure mitgeprägt und dies wird in der Zukunft noch verstärkt der Fall sein, d.h. die Tätigkeiten der Ingenieure beeinflusst stark die Nachhaltigkeit unserer Entwicklung. Es ist daher unumgänglich, den jungen IngenieurInnen in ihrem Studium naturwissenschaftliche und gesellschaftswissenschaftliche Grundlagen zu vermitteln, um ihnen die ökologische Tragweite ihrer zukünftigen Arbeit aber auch das Potential ihrer Tätigkeit für eine positive Veränderung in unserer Umwelt deutlich vor Augen zu führen. Im Gegensatz zu den Vereinigten Staaten hat die Ausbildung von Umweltingenieuren in Europa und vorallem auch in der Schweiz keine Tradition. Ich möchte mithelfen, mit Lehre und Forschung bei unseren zukünftigen Ingenieuren das Umweltbewusstsein zu steigern, in ihrem Denken zu verankern und sie für die Auswirkungen ihrer Tätigkeit in Umwelt und Gesellschaft zu sensibilisieren.

Es ist aber auch wichtig den Berufsleuten in der Praxis Möglichkeiten zu bieten für Weiterbildung. Bei der Klausur im April haben wir beschlossen, der berufsbegleitenden Weiterbildung ein ganz spezielles Augenmerk zu bieten. Neben dem Austausch von Informationen über den aktuellen Stand des Wissens und der Forschung, kann in Weiterbildungskursen auch eine wissenschaftliche "Unité de Doctrine" auf dem Gewässerschutzgebiet erreicht werden.

---

## Wunsch und Dank

---

Mein Wunsch ist, dass die EAWAG weiterhin ein kompetenter Partner für ihre Freunde bleibt. Ich werde mein Bestes tun, um neue Freunde für die EAWAG zu gewinnen. Die EAWAG soll weiter ausgebaut werden, als Stätte der Ausbildung und Gravitationszentrum für alle, die um unsere Umwelt besorgt sind, die Verantwortung für unsere Umwelt übernehmen wollen, die an der wissenschaftlichen Analyse von Prozessen in der Umwelt sowie am Entwickeln von Konzepten und Technologien, welche der Nachhaltigkeit dienen, interessiert sind.

Zum Schluss möchte ich allen danken, die meinen Start an der EAWAG so einfach gemacht haben, besonders Werner Stumm für den herzlichen Empfang und das ausgezeichnete Institut, das er mir überlassen hat.



# Der See als Ökosystem

Heinz Ambühl und Heinrich Bührer

## 1. Wie funktioniert der See?

Die Struktur des Wasserkörpers jedes Sees wird primär vom Wetter geprägt: Im Spätwinter bis Frühjahr hat er die vom Vorjahr verbliebene Wärme an die Umgebung verloren, das Wasser ist kalt, die Winterstürme wühlen es auf. Genügt deren Bewegungsenergie, wird das Seewasser durchmischt (bis zum Grund, Fig. 1, oder bei tieferen Seen nur teilweise). Es kommt dadurch grossflächig und langzeitlich mit der Atmosphäre in Kontakt, was den gelösten Sauerstoff auf Oberflächensättigung bringt und flüchtige Stoffe entweichen lässt. Mit dem wachsenden Sonnenschein im späteren Frühjahr wird die oberste Wasserschicht erwärmt und dadurch spezifisch leichter: Als Deckschicht schwimmt sie nun auf dem kalten Tiefenwasser und verhindert weitere Mischung in der Tiefe. Der See ist jetzt aus der winterlichen "Zirkulation" in die sommerliche "Stagnation" übergegangen. Von jetzt an bringen nur noch Zuflüsse und von starkem Wind erzeugte Strömungen Bewegung in den tieferen Wasserkörper; die oberflächliche Wasserschicht wird nur noch von den Kräften der Erdrotation und von Winden in schwacher Bewegung gehalten. Die Clichévorstellung, dass Zirkulation eine kräftige, grossräumige Mischung bedeutet, trifft ebenso wenig zu wie die Vorstellung, dass das in "Stagnation" befindliche Wasser in einem Ruhezustand verharrt: Winde, Schwingungen, Konvektionsströmungen halten die Wassermasse stets in einer gewissen Unruhe.

## 2. Der See als Lebensraum

Wir betrachten jetzt die Freiwasserzone (Pelagial), und hier zunächst die oberste Schicht, das Epilimnion. Dieses ist bevölkert mit Plankton. Die Pflanzen (Algen) und Tiere, die diese Lebensgemeinschaft bilden, sind einfach gebaut, aber an den Lebensraum

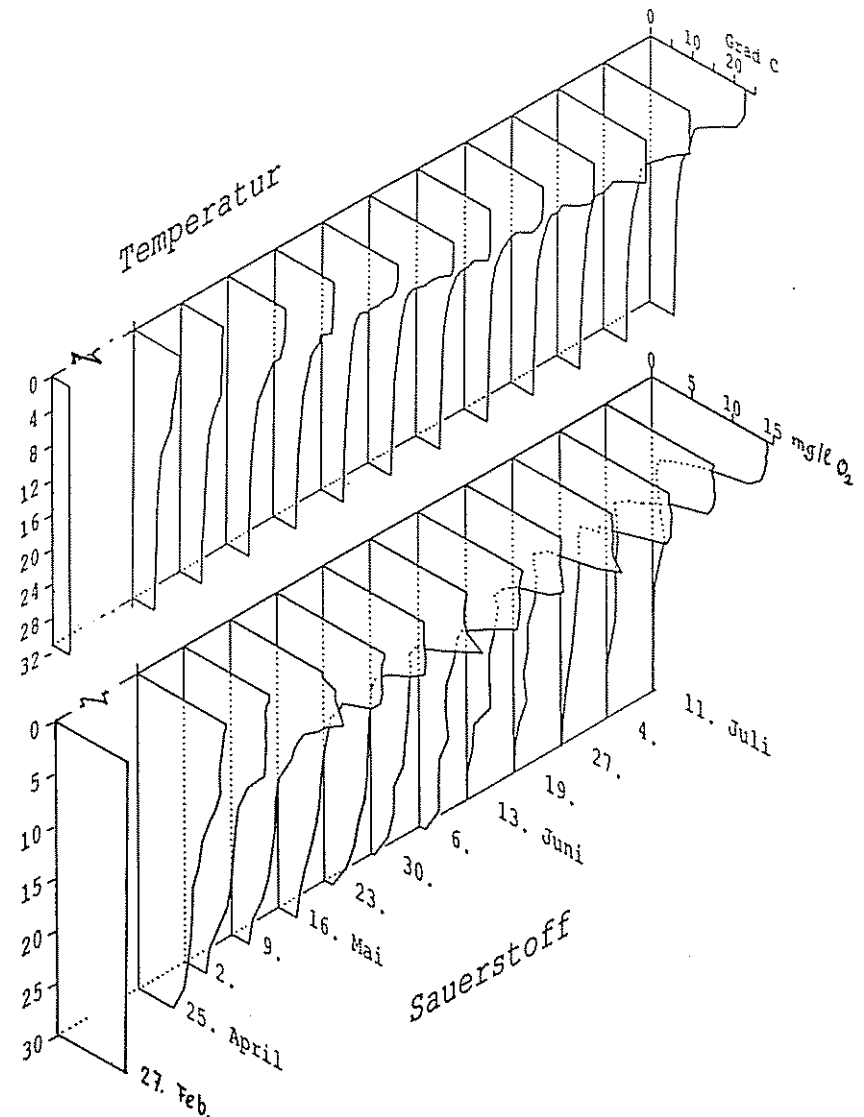
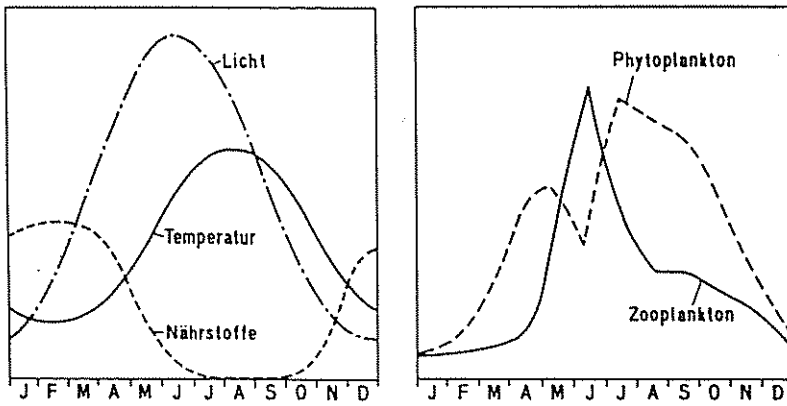


Fig. 1 Temperatur (oben) und Sauerstoffgehalt im Greifensee 1989. Die zeitlich dichte Mess-Serie, eine Praktikumsarbeit, bricht schon im Juli ab.

und die dauernd schwebende oder schwimmende Lebensweise morphologisch, physiologisch und ethologisch hoch adaptiert. Gesamthaft bildet das Plankton eine typische (klassische) Biozönose, die dank der einfachen Struktur Modellcharakter hat: Die biologischen und (syn)ökologischen Funktionen (fressen, wachsen, vermehren, gefressen werden) können hier dank der kurzen Lebenszyklen in wenigen Monaten oder sogar Wochen überblickt werden.

Vor 20 oder 10 Jahren waren die Seen in der Schweiz im allgemeinen überdotiert mit Phosphat. Heute ist der

P-Gehalt im Rückgang, in einigen Seen schon bis zu Minimalwerten, in manchen ist die Phosphat-Verminderung im Gang. Um angeben zu können, wie weit diese Rückentwicklung gehen muss, um dem See einen anvisierten ökologischen Zustand zu geben, müssen wir verstehen, wie die Seen funktionieren. In einem eutrophen (gedüngten) See spielen sich im Prinzip die gleichen Prozesse ab wie im oligotrophen (nährstoffarmen) See, wenn auch mit unterschiedlichen Gewichten und verschiedener Verteilung der Nährstoffe und Prozesse im Wasserkörper. Eine wichtige Prozessgruppe fehlt in



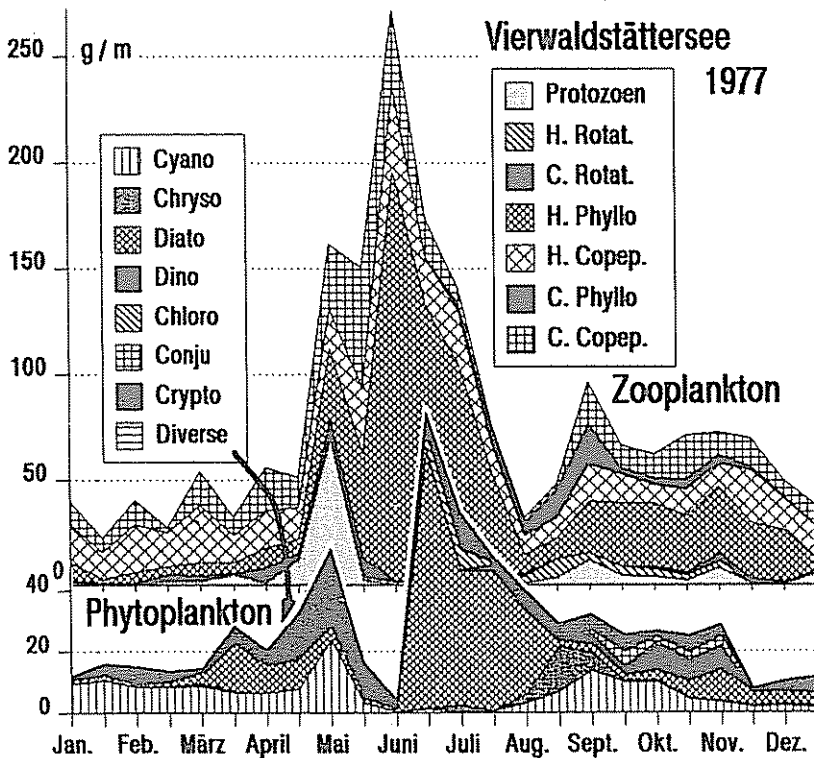
**Fig. 2**  
**Der Jahresgang der für das Plankton wichtigen Faktoren und deren pauschale zeitliche Entwicklung.**

grösserem Ausmass in den oligotrophen Seen: Die Fäulnisprozesse.

Wie funktioniert nun dieses von Pflanzen und Tieren so bunt belebte System? Die obersten Meter des Seewassers bilden den Bioreaktor; hier lebt das aktive Plankton. Nur dort gibt es das für die Photosynthese des Phytoplanktons unerlässliche Licht, dessen Infrarotanteil schliesslich auch für den Aufbau der thermischen Schichtung sorgt. Was an Algen neu entsteht, sinkt

lebend oder als Detritus an den Seegrund, ein Teil wird gefressen (geht in die Nahrungskette ein) und sedimentiert in verdauter Form als Kotbällchen. In diesen Transformationen kommen physikalisch-chemische Phänomene zur Geltung, z.B. Adsorption und Desorption von gelösten Stoffen an und von Partikeln während dem Sedimentationsweg, mit unterschiedlichen, von der Temperatur abhängigen Austauschraten. Im oligotrophen

See ist die Produktion neuer Biomasse so gering, dass deren nachfolgender oxidativer Abbau zu keinem Sauerstoffmangel führt. Im eutrophen See hat es mehr Algen, somit mehr Zooplankton und mehr Fische (wenn auch nicht unbedingt jene, die man gerne hätte). Die anspruchsvollen Arten werden durch tolerantere verdrängt, nicht zuletzt, weil ihre Fortpflanzung unterbrochen wird: Im Tiefenwasser wird der Sauerstoff aufgebraucht; an Stelle einer oxidativen Zersetzung tritt Fäulnis ein, allenfalls mit Sulfat-Reduktion und Entstehung von  $H_2S$ . Das Sediment wird schwarz. Allerdings ist dieser Zustand (bei funktionierender winterlicher Zirkulation) auf die Zeit von Mai ( $H_2S$  tritt erst später auf) bis etwa November beschränkt. Mit der herbstlichen Abkühlung beginnt sich der Wasserkörper allmählich umzuschichten. Die Zirkulation bringt wieder Sauerstoff in die Tiefe, holt aber mit dem Tiefenwasser auch Nährstoffe nach oben. Diese bilden alsdann das Nährstoff-Startkapital für die beginnende neue Frühjahrsproduktion (Fig. 2). Es reicht bis in den April hinein, nachher lebt die Produktion von der Nachlieferung von aussen oder aus Rezyklisierungsprozessen. Weil die Algen auch Licht brauchen, findet ihre Entfaltung aber nicht schon im Winter, sondern erst im Frühjahr statt. Für die algenfressenden Tiere (Kleinkrebse) hat sich dadurch eine gute Nahrungsbasis aufgebaut. Da deren Entwicklung aber höhere Temperaturen verlangt, ergibt sich daraus eine Phasenverschiebung gegenüber den Algen: Etwa im Mai kann sich das Zooplankton (bei jetzt günstigerer, höherer Temperatur) geradezu explosiv entwickeln (Fig. 4) und findet einen reich gedeckten Tisch vor. Die rasante Vermehrung geschieht durch asexuelle "Jungfernzeugung" (Parthenogenese), mit grosser Vermehrungsrate und einander rasch folgenden Generationen, etwa gleich wie bei den Blattläusen im Garten. Als Folge davon steigt der Nahrungsbedarf der Krebse und überholt das Angebot; die Algen, d.h. die "Weide" der Krebse, werden von diesen herausgefiltert und können den Frassverlust nicht mehr ersetzen; die Algentrübe verschwindet, und das Wasser wird klar (1992 war das Klarwasserstadium im Greifensee besonders auffällig und lang). Die Gesamtheit der Seewasser-Inhalts-



**Fig. 3**  
**Entwicklung des Zoo- (oben) und Phytoplanktons (unten) im Vierwaldstättersee 1977. Die gegenseitigen Einflüsse, welche zum "Frass" oder "Grazingloch" und zum Zusammenbruch des Zooplanktons führen, sind gut ersichtlich. Graphik HR. Bürgi.**

stoffe wird dadurch nicht verändert, wohl aber ihre Erscheinungsform.

Die Algen-Biomasse erholt sich nun rasch wieder (aber mit anderen Arten): Jetzt können sich diejenigen Algen, welche die Zooplankter vorher wegen ihrer Grösse oder ihrer sparrigen Form nicht fressen konnten, entfalten. Trotz hoher (aber schlecht fressbarer) Algen-Biomasse hungert das Zooplankton jetzt und lebt auf Sparflamme weiter (Fig. 4). Manche Zooplankter bilden unter diesen Umständen Dauerstadien (Dauereier und resistente Stadien), welche sich erst nach mehreren Monaten wieder weiterentwickeln. Weitere, meist aber weniger intensive Klarwasserstadien sind möglich. Sie werden durch die aktuellen Bedingungen sporadisch ausgelöst und können nicht prognostiziert werden.

### 3. Planktonwachstum und Limitierung

Für unsere Seen gilt, dass Phosphat der Schlüsselfaktor der Bioproduktion ist. Oft wird Phosphat als missliebiger oder gar schädlicher Stoff verstanden.

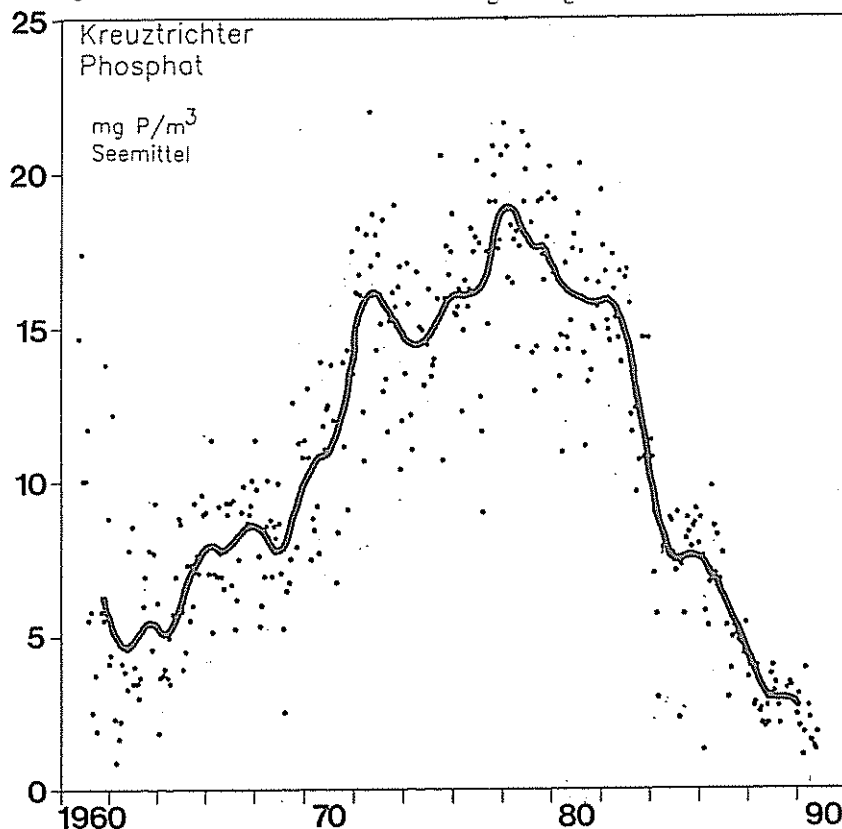


Fig. 4 Der mittlere Phosphat-Gehalt des Vierwaldstättersees (Stelle Kreuztrichter). Die Linie verbindet die monatlich verschobenen (gleitenden) Jahres-Mittelwerte. Die Punkteschar stellt nicht eine Streuung dar, sondern ist biologisch bedingt. Graphik H. Bührer.

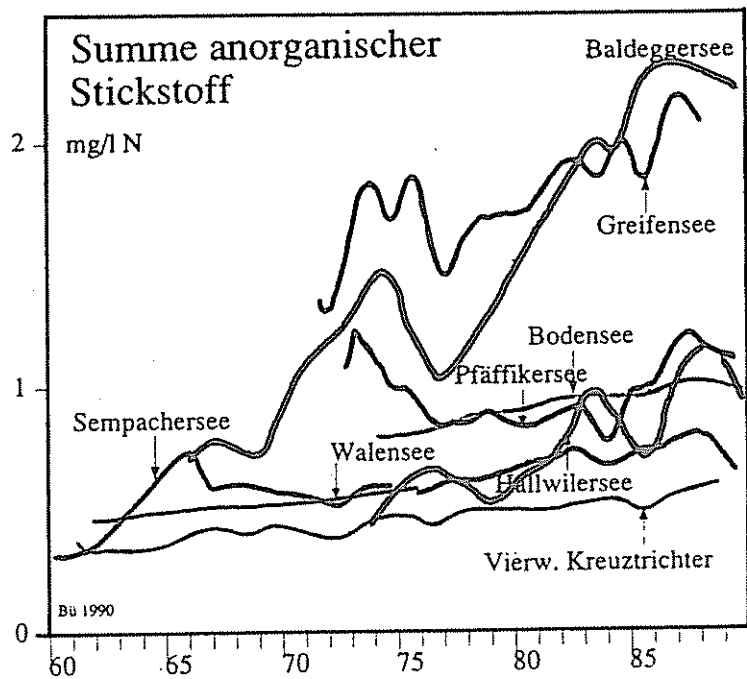
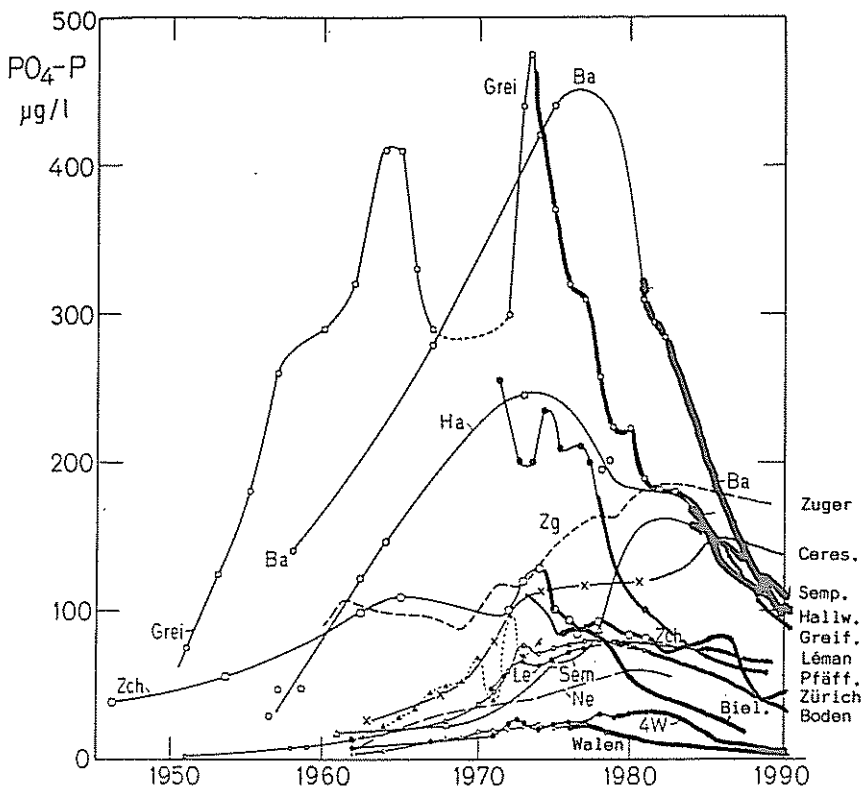


Fig. 5 Zeitliche Entwicklung des anorganischen Stickstoffs 1960-1989 in einigen Schweizer Seen (nach H. Bührer 1990).

Er war es, der als einziger Nährstoff durch seine von Natur aus relativ geringe Anwesenheit das Wachstum der Algen begrenzte. Seinen schlechten

Ruf erhielt er erst, als er in grösseren Mengen (ungewollt, in Abwässern) in die Seen gelangte und dadurch seine begrenzende Funktion einbüsste. Weil die Biomasseproduktion relativ wenig Phosphor erfordert (etwa 1/100 bis 1/200 des Biomassegewichtes), braucht es wenig davon, um das Wachstum wieder in Gang zu bringen bzw. die Limitierungsfunktion aufzuheben. Das einzige Mittel, die Produktion in den Griff zu kriegen (oder die Limitierung wieder herzustellen), liegt in der Beschränkung der Phosphat-Zufuhr und in der Unterbrechung see-interner Kreisläufe. Die Erfahrung zeigt, dass die diesbezüglichen technischen Massnahmen, insbesondere die z.T. sehr weit entwickelten Kläranlagen, richtig waren. Ihr Effekt äussert sich nicht nur in einer Trend-Umkehr, sondern in einer markanten Verbesserung bzw. einem Rückgang des Phosphatgehaltes in den Seen. Der heutige Zustand ist ähnlich jenem der 60er Jahre (mit dem Problem der Luftreinhaltung verglichen ein Traum-Effekt). Die Trends gehen weiter, der Erfolg hält an. Einzelne Seen (Vierwaldstättersee, Walensee) sind heute, wenn man das Pelagial betrachtet, saniert. Aber auch manche anderen, noch nicht so weit entlasteten Seen sind wenigstens aus der Gefahrenzone heraus. Jedenfalls ist Phosphat auch noch heute der weit-



**Fig. 6**  
**Mittlere Phosphat-P-Konzentration in Schweizer Seen.**  
 Kräftig ausgezogen: Seen mit internen Sanierungs-Massnahmen.  
 Mittel ausgezogen: Seen mit besonders wirksamen Schutzmassnahmen im Einzugsgebiet.

aus wirksamste, technisch aber auch der am besten fassbare limitierende Nährstoff.

Das abgestorbene oder auch noch lebende Organismenmaterial sinkt, um den Stoffkreislauf hier noch zu Ende zu besprechen, in die Tiefe ab, wird dort weiter ab- und umgebaut und zum Sediment umgeformt. Hier gelangen die Nährstoffe zum Teil ins Dauer sediment, zum andern Teil als Folge von Abbauprozessen wieder in die wässrige Lösung und mit den winterlichen Vermischungen zurück ins düngerhungrige Epilimnion. Die Prozesse am und im Sediment bilden seit langem ein wichtiges Forschungsthema.

#### 4. Das sich verändernde N:P-Verhältnis - eine Gefahr?

Was wäre passiert, wenn man die Phosphor-Zufuhr zu den Seen nicht gezielt bekämpft hätte? Es ist zu erahnen aus der Entwicklung des Stickstoffs (Fig. 5). Düngerzugaben in der Landwirtschaft (vor allem) haben bekanntlich dazu geführt, dass Stickstoff-

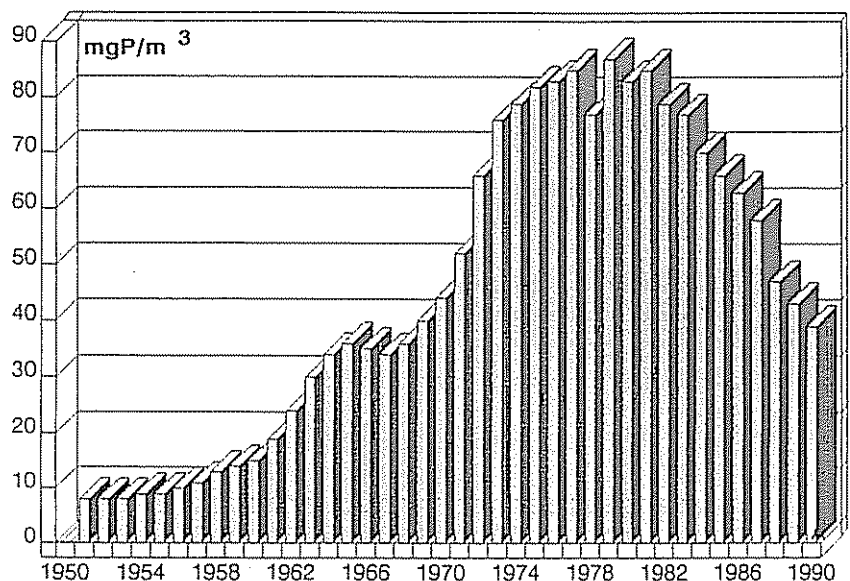
verbindungen nicht nur im Grundwasser, wo die Effekte besonders drastisch sind, sondern auch (weniger akzentuiert) in Oberflächengewässern aufgenommen haben.

Die gegenläufige Entwicklung der beiden Haupt-Nährstoffe (P fällt, N

steigt) wird besonders gut sichtbar aus ihrem Quotienten N:P. Dieser steigt überproportional an. Ob sich daraus ernsthafte biologische Probleme ergeben, weiss heute noch niemand. Immerhin ist festzustellen, dass durch diese Verschiebung die Blaualgen (Cyanobakterien) ihren natürlichen Selektionsvorteil gegenüber andern Algen verloren haben: Sie sind (oder wären) als einzige Organismen in den Gewässern in der Lage, ihren Bedarf aus dem unerschöpflichen Pool des gelösten elementaren Stickstoffs im Seewasser (etwa 15 bis 20 mg/l  $N_2$ ) zu decken, dies mit Hilfe der von den Leguminosen bekannten Nitrogenase-Reaktion ("N-Fixierung"). Heute geraten die Stickstoff-Verbindungen kaum mehr in Mangelsituationen, und die Blaualgen-Massenentfaltungen, die aus den Fünfziger- und Sechziger Jahren noch in schlechter Erinnerung sind, kommen in grösseren Seen daher kaum mehr vor.

#### 5. Einige Bemerkungen zu den Technologien der Seesanie rung

Man hat gelernt (gewusst hat man es schon lange), dass bei Behandlung eines Sees mit Sauerstoff (in welcher technischen Ausbildung auch immer) die einfache Beziehung "Sauerstoff



**Fig. 7**  
**Phosphat-P im Bodensee während der Frühjahrszirkulation (= natürlicher Mittelwert) 1951-1990.**  
 (Von: Internat. Gewässerschutzkommission für den Bodensee.)

legt Phosphat fest, kein Sauerstoff führt zur Freisetzung bzw. Rücklösung von Phosphat" zwar grob qualitativ zutrifft, dass aber auch dann Phosphat aus dem Sediment freigesetzt wird, wenn die Verhältnisse oxisch sind. Gelöster Sauerstoff schliesst die Rücklösung von Phosphat nicht aus, nur folgt sie dann biochemischen statt rein chemischen Prozessen. Trotzdem ist die heute verschiedentlich praktizierte Sauerstoff- oder Luftbehandlung im Prinzip durchaus wirksam (Fig. 6), nicht zuletzt im Sinne eines intensiveren Abbaus von organischen Phosphor-Verbindungen, welche besonders unter anaeroben Verhältnissen im Sediment gespeichert werden. Sie vermag aber das Problem der Phosphat-Trophie allein nicht zu lösen, wenn nicht dafür gesorgt wird, dass die Belastung des betreffenden Sees mit Phosphat aus dem Einzugsgebiet entscheidend herabgesetzt wird. Diese grundsätzliche Massnahme ist durch nichts zu ersetzen - nur was nicht im See drin ist, wirkt dort auch nicht. Wo freilich die Belastung auf diese konventionelle Weise wirksam herabgesetzt werden kann, ist der direkte Erfolg, nämlich der Rückgang des Phosphatgehaltes im See, durchaus respektabel bis spektakulär (nicht nur im Vierwaldstättersee, auch im Bodensee, siehe Fig. 7).

## 6. Qualitätsziele

Veränderungen des Stoffhaushaltes zum Zweck einer Sanierung müssen sich an bestimmten Qualitätszielen orientieren können. Diese sind in der "Verordnung über Abwassereinleitungen" des Schweiz. Bundesrates festgeschrieben. Zur Zeit werden sie neu studiert, z.B. im Sinne der nachstehenden, noch nicht offiziellen Diskussionsvorschläge.

Für die Thematik dieser Tagung sind die "Besonderen Anforderungen an stehende Gewässer" wichtig:

So sollen Änderungen des Wasserhaushaltes und der physikalischen Wasserqualität die Temperatur im Gewässer, die Menge der Nährstoffe und deren Verteilung sowie (damit gekoppelt) die Lebens- und Fortpflanzungsbedingungen für die Organismen, besonders im Uferbereich, nicht nachteilig verändern (was für die Or-

ganismen der Freiwasserzone und des Seebodens gleichermaßen gilt). Die Biomasseproduktion im Freiwasser soll ein mittleres Ausmass nicht übersteigen. Ungünstige natürliche Verhältnisse bleiben vorbehalten (gemeint sind hier Kleingewässer mit einem relativ grossen Einzugsgebiet, einer geringen Tiefenzone und einer grossen Raumbelastung bzw. einem geringen Wasserhaushalt).

Die direkte Folge des Abbaus der Bioprodukte äussert sich in einer entsprechenden Zehrung des Sauerstoffs in der Seetiefe. Mit der Beschränkung auf eine mittlere Produktion ist zwar der prinzipiell wichtigste Parameter angesprochen. Wieso wird dann hier aber auch der Sauerstoff (< 4 mg/l nie und nirgendwo) als Kriterium benützt? Man will damit erreichen, dass auch in tiefen Seen, in denen für die Abbauprozesse ein vergleichsweise riesiger Wasserkörper zur Verfügung steht, nicht die volle Reserve bis hinunter auf 4 mg/l O<sub>2</sub> ausgeschöpft wird. In der Konstellation beider Kriterien könnte ein See durchaus hoch produktiv sein, und doch würde sein Sauerstoffvorrat nicht bis unter 4 mg/l beansprucht oder gezehrt. In flachen Seen hingegen wird die 4 mg/l-Grenze rasch wirksam, da hier auch eine mittlere Produktion den Sauerstoff schon zu weit in Anspruch nimmt. Ist in einem See das 4 mg/l-Kriterium erfüllt bzw. nicht unterschritten, muss nun also auch die Produktion überprüft werden. Ein prominentes Beispiel: Der Bodensee. Dieser hatte 1988 in der grössten Tiefe (250 m) keine Sauerstoffgehalte unter 4 mg/l. Im gleichen Jahr wurde aber die höchste jemals beobachtete Algenbiomasse festgestellt, was auf eine sicherlich überdurchschnittliche Produktion schliessen lässt. Es ist deshalb erforderlich, neben dem Sauerstoffgehalt auch die Produktion zu begrenzen, obschon deren Messung von Natur aus ungenau und deren Berechnung immer noch problematisch ist. Der Sauerstoffgehalt lässt sich dagegen hinreichend genau ermitteln. Aus diesem Grund ist er immer noch der einzige praktisch wirklich anwendbare Kontrollparameter. Ein Unterlaufen des Sauerstoffziels durch technische Massnahmen, was einer Symptombehandlung gleichkommt, würde dem Sinn des Grenzwertes widersprechen. Im

Gewässer muss daher der Grenzwert schliesslich "ohne künstliche Stützungs-massnahmen" zu halten sein.

Für jene Seen, welche "ungünstige natürliche Bedingungen" aufweisen und in der bisherigen Regelung durch die Maschen des Vorschriftennetzes gefallen sind oder fallen würden, muss jetzt ein seespezifischer Zielzustand ermittelt werden. Damit möchte man verhindern, dass es zwei Kategorien von Seen gibt, welche entweder alle Anforderungen erfüllen müssen oder einen Freipass kriegen.

Die Überprüfung des Sauerstoffgehaltes an der Wasser-Sediment-Grenze (bzw. direkt am Seeboden) ist analytisch und probenahmetechnisch sehr schwierig und für eine Ueberwachungs-Routine nicht machbar. Hier hilft uns (als Langzeit-Indikator) die Biologie: Der Vorschlag der EAWAG lautet: "Wenig sensible Tiere müssen ganzjährig den Seegrund besiedeln können". Dies bedeutet, dass man die Anwesenheit bestimmter Tiere in der Seetiefe, welche bei geringen Sauerstoffgehalten leben können, aber doch ein bestimmtes Sauerstoff-Minimum verlangen, als Indikatoren für die langzeitliche Sauerstoff-Situation verwendet.

## 7. Der Zustand der Uferzonen

Die Ufer bilden einen besonders gesuchten Schlüsselbereich: Der Zugang zum See führt über die Ufer, und wer kein Boot hat, geniesst den See eben vom Uferbereich aus, ganz abgesehen vom Surfbetrieb, der für die Uferbenützer zu einer neuen Belastung geworden ist. Oft ist das Ufer ein "Niemandland" für alle möglichen Nutzungen (Verkehrsbauten, Häfen, Bojenfelder). Andererseits ist die Ufer- bzw. die Flachwasserzone ein besonderer, von Tieren oft dicht besiedelter Lebensraum, wichtig für den Stoffhaushalt und wichtig als Ueberlebensraum von Dauerstadien der Organismen. Nicht nur von der Freiwasserzone, sondern auch von der Uferzone zu reden und das Interesse der Öffentlichkeit und der Politik auf diesen Bereich zu lenken, wäre ein Akt der Gerechtigkeit (oder ein Thema für eine weitere Tagung).

# Stoffverteilungen im See: Zusammenspiel von physikalischen und chemischen Prozessen

Dieter M. Imboden, Laura Sigg und René P. Schwarzenbach

## 1. Der See, das Muster-Ökosystem

Der See eignet sich wie kaum ein anderes Ökosystem, um Grundprinzipien für das Zusammenwirken von physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen zu studieren. Das aquatische Ökosystem hat klare Grenzen, ist relativ homogen und wird von einigen wenigen "äusseren Kräften" beeinflusst. Um sich ein Bild von dessen Struktur zu machen, kann man sich beispielsweise diese äusseren Kräfte vorerst wegdenken und sie dann, eine nach der andern, in die immer komplexer werdende Beschreibung des Sees einbeziehen.

## 2. Der See als physikalisches System

Wir beginnen unsere Betrachtung mit einem in eine Geländevertiefung

eingebetteten Wasserkörper. In gewissen Fällen ist dieser Körper von seiner Umwelt praktisch abgeschottet, z. B. dann, wenn ihn eine Eisschicht überzieht. Meistens aber wirken auf ihn physikalische Kräfte, etwa in der Form von Zuflüssen, welche nicht nur das Wasser in diesem Körper erneuern, sondern auch Bewegungs- und damit Mischungsenergie in den See eintragen. Noch viel augenfälliger ist allerdings ein anderer "Mischungsagent", der Wind. Zusammen mit dem Wärmeaustausch zwischen See und Umgebung dominiert er in den meisten Fällen das physikalische Geschehen des Sees.

Stellen wir uns also einen Wasserkörper vor auf einer unbelebten Erde, getrieben von Wind und Wetter, durchflossen von Flüssen und Bächen, erwärmt von der Sonne. Was können wir über einen solchen See aussagen, was geschieht in ihm? - Der See ist in erster Linie ein Energiespeicher. Über kürzere Zeiträume kann er thermische und

mechanische Energie aufnehmen und sie später wieder an seine Umgebung abgeben. Langfristig allerdings halten sich totale Energiezufuhr und -abgabe die Waage. Die mechanischen Energieflüsse äussern sich in Form der kinetischen Energie von Strömungen oder als potentielle Energie in der sog. Dichteschichtung, bei welcher leichteres Wasser auf schwererem liegt, was den Wasseraustausch in vertikaler Richtung stark einschränkt. Obschon die Bewegungsenergie des Wassers, vor allem während eines starken Sturmes, sehr spektakulär wirkt, so ist doch bei weitem der grösste Energiefluss mit dem Wärmehaushalt des Sees verbunden. Unter den klimatischen Bedingungen der Schweiz nimmt ein See typischerweise von März bis September im Mittel 60 Watt pro  $m^2$  als Wärme auf und gibt diese in der restlichen Zeit wieder an die Atmosphäre ab. Dies entspricht einem jährlichen Energieumsatz von rund  $10^9$  Joule pro  $m^2$  und erklärt den dämpfenden Ein-

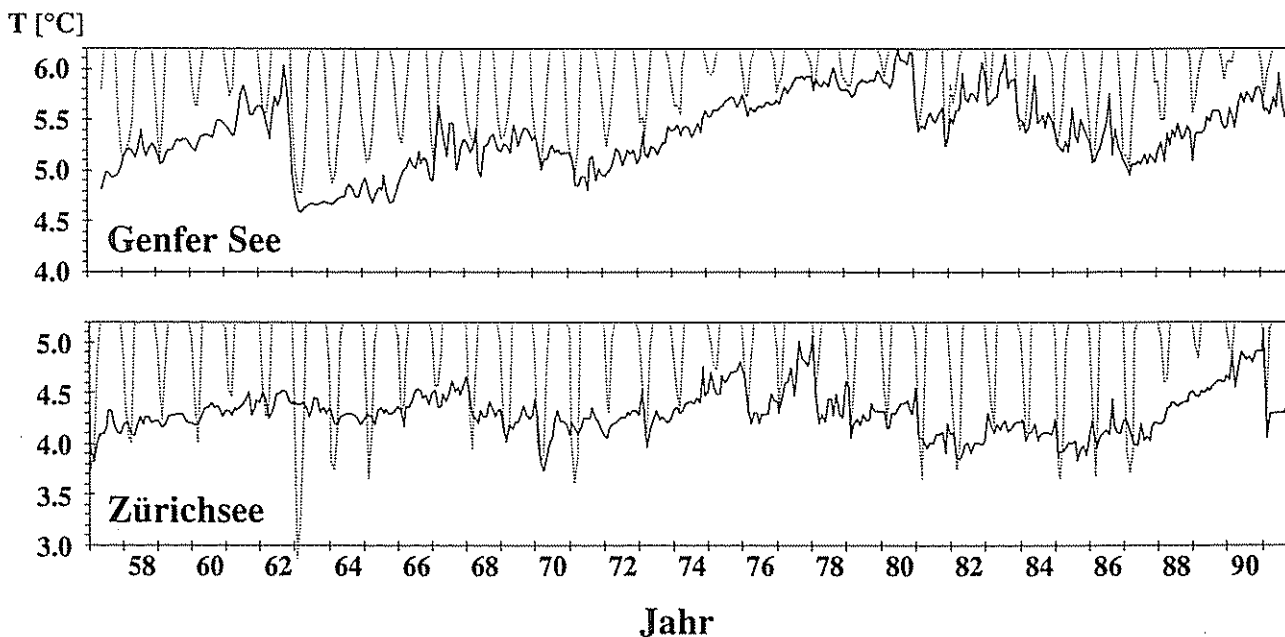
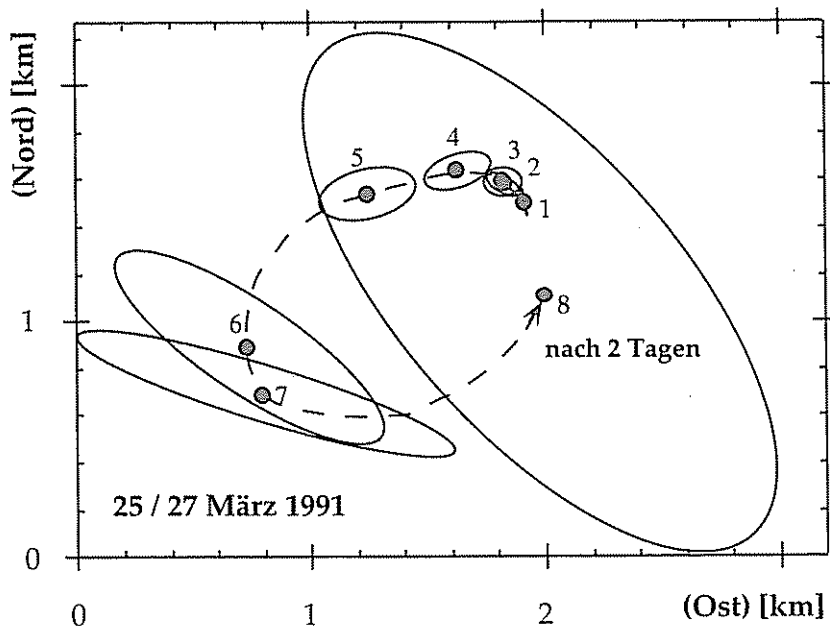


Fig. 1 Variation der mittleren (dünne, punktierte Linie) und der hypolimnischen Temperatur (dicke, schwarze Linie) im Genfer- und Zürichsee von 1957 bis 1991. Die Tiefenwassertemperatur im oligotrophen Genfersee ist direkt mit dem Klima gekoppelt; hingegen sind im eutrophen Zürichsee (bis ca. 1975) die tiefen Wasserschichten praktisch von der Oberfläche entkoppelt (vergleiche den Winter 1962/63 in den beiden Seen). Aus Livingstone [2].



**Fig. 2**  
Die horizontale Ausbreitung einer künstlichen Farbwolke in 15 bis 20 m Tiefe des Vitznauerbeckens (Vierwaldstättersee) demonstriert die Wirkung von horizontalen Strömungen und Turbulenz. Die Form der Wolke wurde jeweils durch eine Ellipse angenähert. Aus Peeters et al. [3].

fluss von Seen auf das lokale Klima sowie die Attraktivität von Seen für diverse Bereiche der Energietechnik, etwa als Empfänger von Abwärme oder als Lieferant von Umgebungswärme für den Betrieb von Wärmepumpen [1].

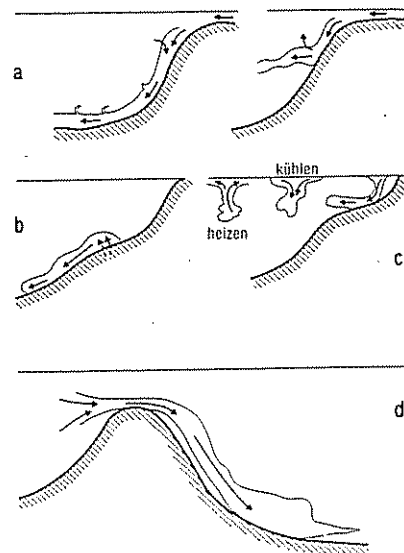
Der jahresperiodische thermische Energiefluss führt zu einer Variation der Dichteschichtung. Entsprechend variiert auch das Verhältnis zwischen vertikaler und horizontaler Mischungsintensität. Fig. 1 zeigt anhand langjähriger Temperaturmessreihen an verschiedenen Schweizer Seen, dass das Tiefenwasser in gewissen Seen ein über mehrere Jahre dauerndes "Gedächtnis" besitzt, das nur sporadisch, z.B. während eines besonders kalten oder windreichen Winters, gleichsam gelöscht wird. Interessanterweise scheinen eutrophe Seen (Zürichsee bis ca. 1975) eine Tendenz zur chemischen Eigenstabilisierung zu haben, so dass die Tiefenwassertemperatur kaum mehr auf klimatische Ereignisse reagiert.

In horizontaler Richtung sind die Mischungszeiten weit kleiner: Fig. 2 zeigt die horizontale Ausbreitung einer künstlichen Farbwolke in 15 bis 20 m Tiefe im Vitznauerbecken des Vierwaldstättersees. Die Zeit, die benötigt wird, einen See mittlerer Grösse horizontal zu durchmischen, be-

trägt Tage bis wenige Wochen, in vertikaler Richtung hingegen Monate bis Jahre.

### 3. Die Chemie macht sich bemerkbar

Wasser ist ein gutes Lösungsmittel. Im Kontakt mit der Umwelt lösen sich in ihm Gase und Mineralien. Reines Wasser existiert in der Natur nicht. Weil die Dichte des Wassers nicht nur von der Temperatur, sondern auch von der chemischen Zusammensetzung abhängt, haben die chemischen Wasserinhaltsstoffe einen Einfluss auf die physikalischen Vorgänge im See, in gewissen Fällen sogar einen sehr grossen. Fig. 3 gibt einen Überblick über verschiedene, chemisch induzierte Dichteströmungen. Auf ein überraschendes und recht spektakuläres Beispiel werden wir am Schluss zu sprechen kommen. Wichtig ist hier die Erkenntnis, dass die Mischung in Seen nicht nur durch Zuflüsse und Klima, sondern auch durch die geochemische Umgebung beeinflusst wird. Von den Weltmeeren mit ihren weit höheren Salzkonzentrationen wissen wir das schon lange: Die sog. thermohaline Zirkulation, welche durch den un-



**Fig. 3**  
Die lokale Veränderung der Wasserdichte als Folge von chemischen Wasserinhaltsstoffen oder von Temperaturveränderungen führen zu einer Vielfalt von Dichteströmungen. Aus Imboden [9].

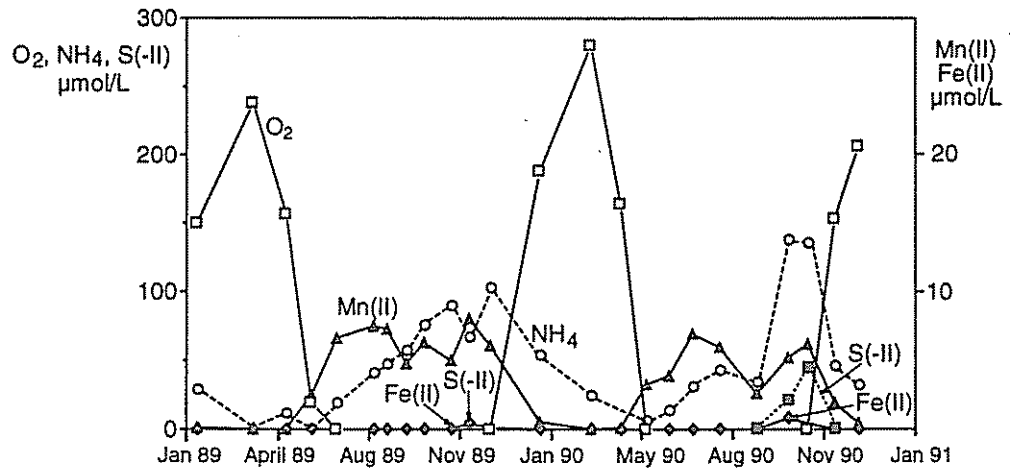
terschiedlichen Salzgehalt der verschiedenen Ozeane angetrieben wird, ist letztlich für die globale Meereszirkulation und die über Jahrhunderte ablaufende Erneuerung des ozeanischen Tiefenwassers verantwortlich.

### 4. Physik und Chemie vereint: das Schicksal chemischer Substanzen im See

Wenn also die Chemie des Wassers einen Einfluss auf die Seenphysik hat, so gilt das Umgekehrte natürlich erst recht: Mischungsprozesse im See sind, in Kombination mit chemischen und biologischen Prozessen, verantwortlich für die räumliche und zeitliche Verteilung verschiedener Wasserinhaltsstoffe. Es ist die relative Geschwindigkeit von Mischung und Reaktion, welche über die Heterogenität bzw. Homogenität solcher Stoffverteilungen entscheidet. Nicht-reaktive oder nur langsam reagierende Stoffe sind in einem See eher homogen verteilt, rasch reagierende Substanzen aber heterogen.

Weil Seen meist horizontal geschichtet sind, variiert die Konzentration von Wasserinhaltsstoffen in erster Linie in vertikaler, weniger in horizontaler Rich-

**Fig. 4**  
**Folge des Auftretens**  
**verschiedener gelöster**  
**reduzierter Verbindungen**  
**am Grund (30 m)**  
**des Greifensees.** Aus  
 Kuhn et al. [4].



tung. Das gilt insbesondere für jene Komponenten, welche über den Zyklus von Photosynthese und Respiration an den entsprechenden Redox-Reaktionen teilnehmen. Das chemische und biologische Geschehen im See wird also durch eine typische zeitliche und vertikale Struktur der Redox-Verhältnisse geprägt. In Fig. 4 ist die zeitliche Variation verschiedener chemischer Verbindungen in 30 m Tiefe im Greifensee dargestellt. Als Folge der Mineralisation von biologischem Material am Seegrund sinkt während des Sommers die Sauerstoffkonzentration auf null, und das organische Material wird über andere Prozesse oxidiert. Dabei entstehen in typischer Abfolge Stickstoff, gelöstes Mangan, Ammonium, gelöstes Eisen, Sulfid und Methan. Wie man anhand von Modellrechnungen zeigen kann [5], hängen die dabei entstehenden maximalen Konzentrationen am Seegrund nicht nur vom Fluss biologischen Materials von der Oberfläche ab, sondern empfindlich auch von der Seetopographie und der vertikalen Mischung.

Als weiteres Beispiel betrachten wir das Schicksal von xenobiotischen organischen Verbindungen in einem See. Solche Stoffe haben keine natürlichen Quellen, und es ist daher in den meisten Fällen unbekannt, wie aquatische Ökosysteme auf sie reagieren. Abgesehen von sehr rasch abgebauten Stoffen (diese sind ohnehin weniger relevant, weil sie kaum zu messbaren Konzentrationen in natürlichen Gewässern führen) variiert - ähnlich wie bei den Redoxpartnern - die Konzentration in erster Linie in vertikaler, kaum aber in horizontaler Richtung.

Fig. 5 zeigt Messungen von EDTA und NTA, zwei Komplexbildnern, im Greifensee. Aus dem Vergleich gemessener Konzentrationen und entsprechender Modellrechnungen lassen sich Schlüsse über das Schicksal dieser Stoffe in natürlichen Gewässern machen. Beispielsweise scheint EDTA an partikulärem Eisen zu adsorbieren, mit diesem auf den Seegrund abzusinken und dort nach Verschwinden des molekularen Sauerstoffes remobilisiert zu werden. Die Untersuchungen liefern hingegen keine Evidenz für einen biologischen oder photolytischen Abbau von EDTA. Das NTA hingegen scheint kaum an Partikeln adsorbiert zu werden. Es verlässt den See in erster Linie über den Abfluss und wird im Seewasser mit einer Halbwertszeit von ca. 20 Tagen biologisch abgebaut.

## 5. Das Normale und das Interessante

Seen sind Individuen. Man kann zwar durchaus allgemeine Aussagen über sie machen, doch ganz wird man damit einem einzelnen See nicht gerecht. Fassen wir die wichtigsten Punkte zusammen:

- (1) Das gleichzeitige Wirken von Mischungs-, Transfer- und Umwandlungsprozessen bestimmt die Verteilung chemischer Stoffe im See. Konservative oder nur langsam reagierende Stoffe sind räumlich eher homogen verteilt, sehr reaktive Stoffe zeigen grosse räumliche Konzentrationsunterschiede.
- (2) In den meisten Fällen kann man Stoffverteilungen durch ein verti-

kales Profil charakterisieren, oft sogar nur durch je eine epilimnische bzw. hypolimnische Konzentration. Dies gilt insbesondere für jene Stoffe, die als Folge der Synthese und des Abbaus von organischem Material an Redox-Reaktionen beteiligt sind.

- (3) Da viele Redox-Reaktionen im Sediment ablaufen, sind grosse chemische Gradienten zwischen Sediment und Wasser typisch. Da an der tiefsten Stelle des Sees eine relativ grosse Sedimentoberfläche mit einem sehr kleinen Wasservolumen in Kontakt steht, findet man dort speziell grosse zeitliche und räumliche Konzentrationschwankungen. Die grosse Sauerstoffzehrung oder der Anstieg von reduzierten Substanzen wie Methan, gelöstem Eisen und Mangan sind typische Beispiele.
- (4) Unterschiedliche Stoffkonzentrationen in den Zuflüssen, kombiniert mit einer komplizierten Seetopographie, können zu horizontalen Dichteströmungen und damit zu Mischungsverhältnissen führen, die sich vom klassischen Fall des horizontal geschichteten Sees stark unterscheiden.

Wir wollen zum Schluss anhand eines Beispiels die überraschende Reichhaltigkeit von Mischungsprozessen in Seen illustrieren. Seit langem ist bekannt, dass im tiefen Hypolimnion des Gersauersees im Mittel die molekularen Sauerstoffkonzentrationen ungefähr 2 - 4 mg/l tiefer liegen als im tiefen Hypolimnion des benachbarten Umersees [7]. Die beiden Seebecken sind ähnlich produktiv und durch eine ca. 90 m tiefe

## Leitfähigkeit im Vierwaldstättersee ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

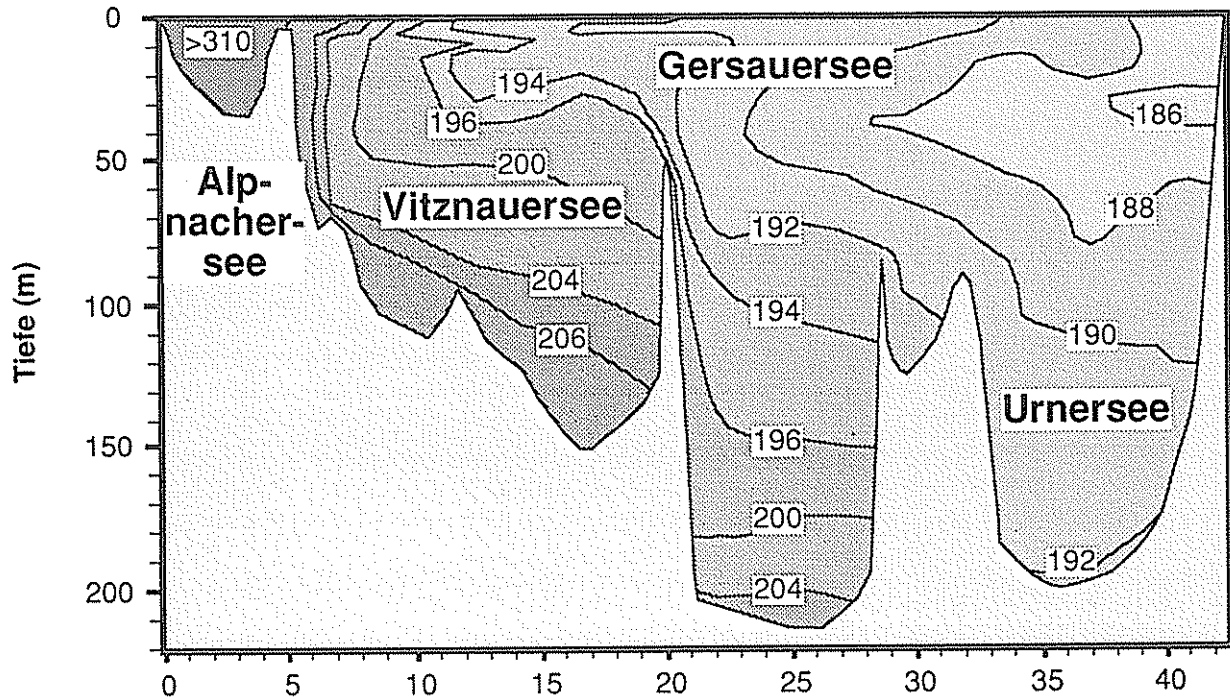


Fig. 6

Die vertikale Verteilung der elektrischen Leitfähigkeit  $\kappa_{20}$  (Einheiten:  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), ein Mass für die Dichte des Wassers, im Vierwaldstättersee. Das schwerste Wasser fliesst in den Alp-nacher-see und von dort über verschiedene Schwellen südwärts bis in die Tiefen des Urnersees, dessen von der Reuss geprägtes Oberflächenwasser relativ leicht ist. Aus W. Aeschbach, Dissertation (in Vorbereitung).

## Wasseralter im Vierwaldstättersee (Jahre)

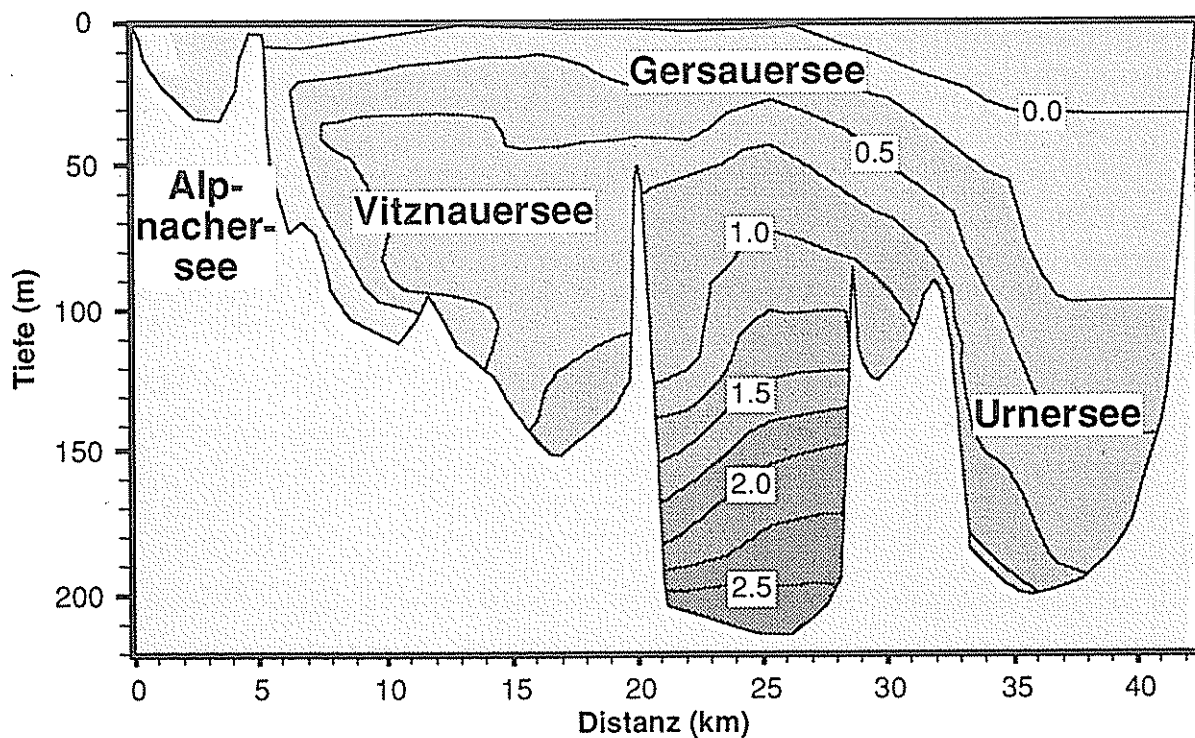
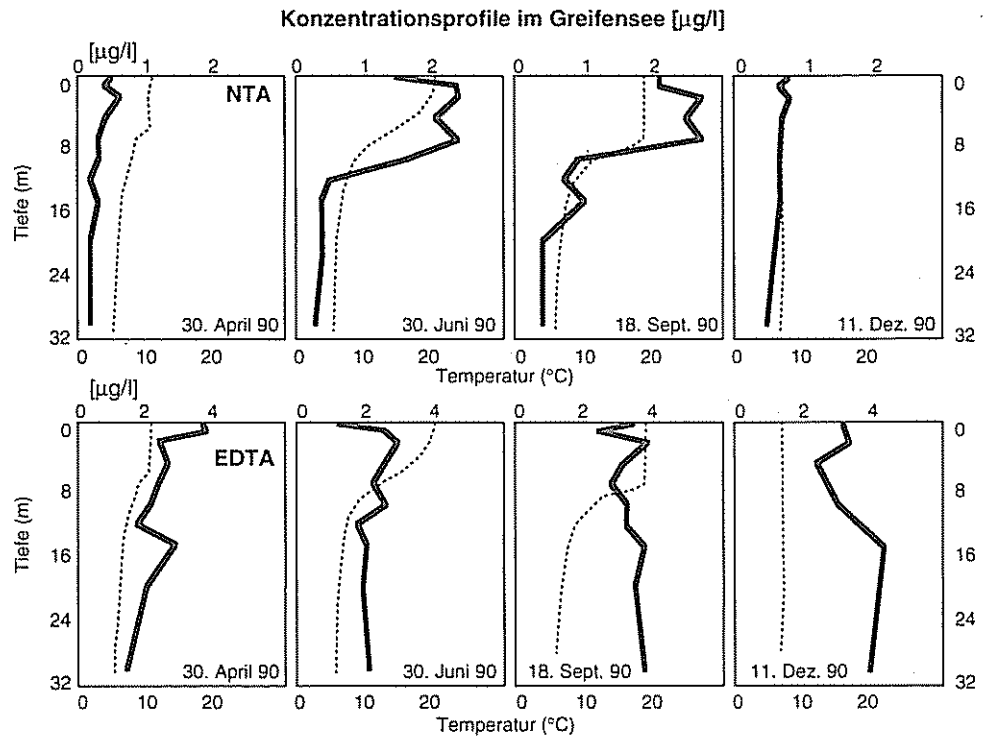


Fig. 7

Die Verteilung des Wasseralters (Einheit: Jahre) im Vierwaldstättersee. Alter bedeutet die Zeit, seit der ein Wasserpaket letztmals in Kontakt mit der Atmosphäre stand. Es wird aus dem stabilen Heliumisotopen-Verhältnis und dem Tritiumgehalt des Wassers berechnet. Das älteste Wasser findet sich in der Tiefe des Gersauersees, wo auch die tiefsten Sauerstoffkonzentrationen gemessen werden. Aus W. Aeschbach, Dissertation (in Vorbereitung).

Fig. 5

Die vertikale Verteilung von NTA und EDTA im Greifensee zeigt die unterschiedliche Reaktivität der beiden Komplexbildner: EDTA scheint mit den Partikeln in die Tiefe transportiert und im Spätsommer unter anaeroben Bedingungen wieder freigesetzt zu werden. NTA wird biologisch mit einer Halbwertszeit von ca. 20 Tagen abgebaut. Aus Ulrich [6].



Unterwasserschwelle voneinander getrennt. Zur Erklärung dieses Phänomens gab es verschiedene Hypothesen: Einleuchtend schien die Erklärung, wonach der Urnersee stärker windexponiert sei als der Gersauersee (insbesondere während des Föhns), so dass insgesamt mehr Sauerstoff ins Tiefenwasser eingetragen würde. Als weitere Erklärung wurde vermutet, die Reuss als grösster Zufluss zum Vierwaldstättersee würde während Hochwasserereignissen dank ihrer Beladung mit Trübestoffen ins tiefe Hypolimnion abtauchen und dort zu einem Sauerstoffeintrag führen. Untersuchungen haben gezeigt, dass beide Ursachen ihren Anteil an der erhöhten Sauer-

stoffkonzentration im Urnersee haben [8], die wichtigste Ursache aber im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees zu finden ist. Da die nördlichen Teile des Vierwaldstättersees vor allem im Einzugsgebiet von Karbonatgesteinen liegen und das Zuflusswasser eine grosse Härte aufweist, der Urnersee hingegen aus dem Kristallin mit Wasser gespiesen wird, nimmt entlang der Längsachse des Vierwaldstättersees die Wasserhärte und damit die Wasserdichte von Süden nach Norden zu. (Fig. 6). Das schwerste Wasser aus dem Alpnersee taucht sukzessive via Kreuztrichter, Vitznauerbecken, Gersauerbecken bis ins tiefe Hypolimnion des Urnersees ab, was dort zu einer grossen Wasserer-

neuerung führt. Tatsächlich weist das Wasser im Hypolimnion des Gersauersees das grösste Alter bezüglich des Kontaktes mit der Atmosphäre auf, was den dortigen grossen Sauerstoffdefizit erklärt (Fig. 7).

Damit ist der Kreis unserer Betrachtung geschlossen. Letztlich sind physikalische und chemische (und natürlich biologische) Prozesse nicht voneinander zu trennen. Erst die gleichzeitige Betrachtung aller Vorgänge und ihrer wechselseitigen Beeinflussung liefert jene differenzierte Erkenntnis, welche für ein vertieftes Verständnis des Ökosystems "See" nötig ist. □

- [1] EAWAG, Wärmepumpen an Oberflächengewässern, Schriftenreihe des Bundesamtes für Energiewirtschaft, Studie Nr. 19, Bern (1981)
- [2] D.M. Livingstone, Temporal structure in the deep-water temperature of four Swiss lakes - A short-term climatic change indicator? Verh. Internat. Verein. Limnol. (im Druck)
- [3] F. Peeters and A. Wüest, Mess-System zur Erfassung dreidimensionaler Tracerverteilungen in Seen, Gas, Wasser, Abwasser, 72, 456 - 461 (1992)
- [4] A. Kuhn, C.A. Johnson, and L. Sigg, Cycles of trace elements in a lake with a seasonally anoxic hypolimnion, In: L.A. Baker [Ed.], "Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs", Advances in Chemistry No. 237 (to be published)
- [5] C.A. Johnson, M. Ulrich, L. Sigg, and D.M. Imboden, A mathematical model of the manganese cycle in a seasonally anoxic lake, Limnol. Oceanogr. 36, 1415 - 1426 (1991)
- [6] M. Ulrich, Modeling of chemicals in lakes - development and application of user-friendly simulation software (MASAS & CHEMSEE) on Personal Computers, ETH Dissertation No. 9632 (1991)
- [7] D.C. van Senden, R. Portielje, A. Borer, H. Ambühl, and D.M. Imboden, Vertical exchange due to horizontal density gradients in lakes; The case of Lake Lucerne. Aquatic Sciences, 52, 381-398 (1990)
- [8] A. Wüest, D.M. Imboden, and M. Schurter, "Origin and size of hypolimnic mixing in Urnersee, the southern basin of Vierwaldstättersee (Lake Lucerne)", Schweiz. Z. Hydrol. 50, 40-70 (1988)
- [9] D.M. Imboden, "Mixing and transport in lakes: Mechanisms and ecological relevance"; In: M. Tilzer and C. Serruya [Eds.], Large Lakes: "Ecological Structure and Function", Springer, Berlin, 1990, p. 47-80

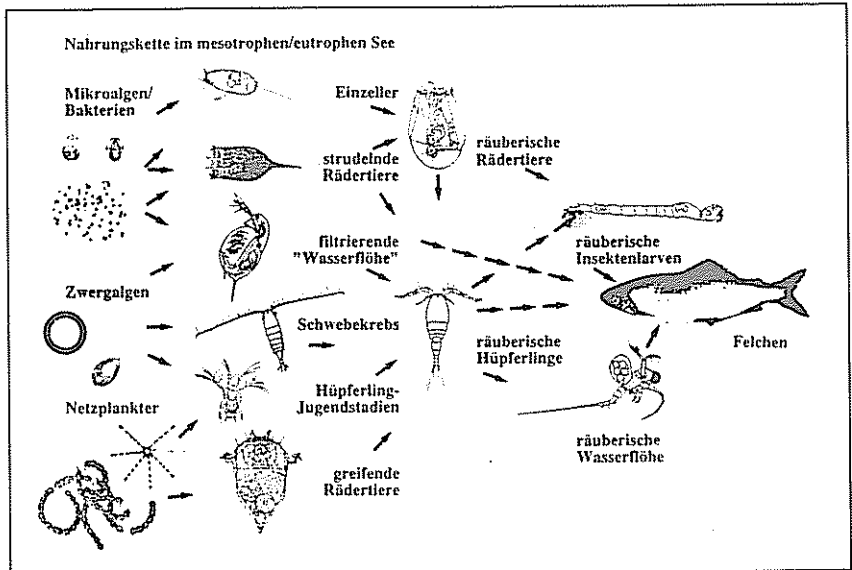
# Das Plankton und seine trophische Struktur in Seen unterschiedlicher Trophie

Hans Rudolf Bürgi

## 1. Die trophische Struktur des Planktons im mesotrophen/ eutrophen See

Viele Schweizer Seen sind heute in einem mässig (mesotrophen) bis gut gedüngten (eutrophen) Zustand. Das Nahrungsnetz ist vielfältig verknüpft, die Nahrungskette lang.

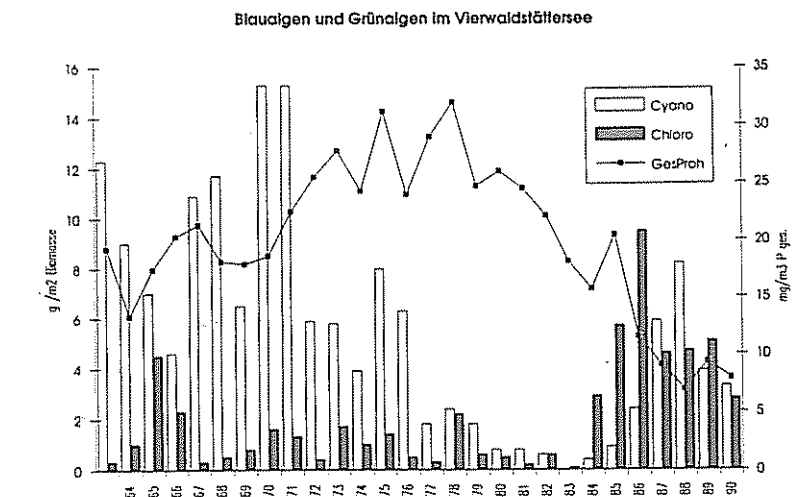
Bereits im Plankton sind neben der Stufe der Primärproduktion drei Konsumentenstufen (algenfressende Zooplankter und räuberische Zooplankter) vertreten. Die zooplanktonfressenden Fische (bei uns insbesondere Felchen) bevorzugen sehr oft die Krebstiere und unter ihnen die grösseren Wasserflöhe. Die Bedeutung der einzelnen Glieder der Nahrungskette hängt mit dem Grad der Düngung zusammen.



**Fig. 1**  
Das planktische Nahrungsnetz  
Im mässig gedüngten (mesotrophen) See sind die Nahrungsbeziehungen vielfältig vernetzt und es leben gleichzeitig zahlreiche Arten im Plankton. In überdüngten Gewässern, aber auch in extrem nährstoffarmen Seen verschwinden einige räuberische bzw. algenfressende Formen und das Nahrungsnetz wird dünner.

## 2. Wie ändert sich das Aussehen eines Sees, wenn die Belastung verändert wird?

Eine starke Überdüngung fördert das Wachstum der Algen. Die Produkte der Biosynthese dienen einerseits den Zooplanktern als Nahrung, andererseits belasten sie direkt (über sedimentierende Algen) oder indirekt (über Kotbällchen der Tiere) das Tiefenwasser. Beide Effekte beeinflussen die Zusammensetzung der tierischen Schwebewelt. Die Nährstoffe kommen zunächst den kleinen, schnellwüchsigen Algen zugute. Diese sind die bevorzugte Nahrungsquelle für Daphnien (Wasserflöhe). Die durch mehr und besser geeignete Nahrung begünstigten Daphnien nehmen nun schnell überhand. An sich würde damit auch mehr Nahrung für die räuberischen Zooplankter zur Verfügung stehen. Für die



**Fig. 2**  
Die Entwicklung einzelner Algengruppen im Vierwaldstättersee. Grünalgen und Blaualgen sind hier entgegen allgemein geltender Beziehungen häufiger im nährstoffarmen Wasser.

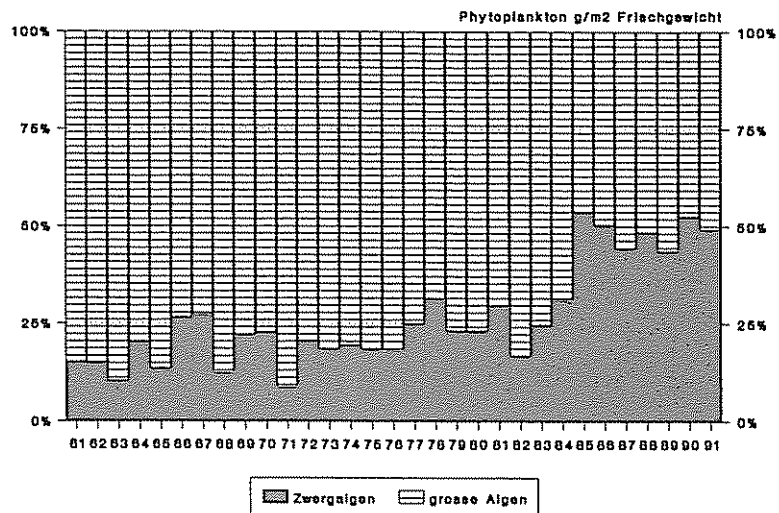
anspruchsvolleren Arten (z.B. die räuberischen Wasserflöhe *Bythotrephes* und *Leptodora*) wird jedoch der Lebensraum infolge Sauerstoffmangel im Tiefenwasser zu knapp, sie verschwin-

den aus dem Plankton. Auch die Edel-fische können nur durch künstliche Besatzmassnahmen überleben. Der Lebensraum wird knapp und deshalb verdichtet bewohnt. Das Ausbleiben

der natürlichen Feinde begünstigt gleich nochmals die Daphnien. Diese vermehren sich ungehemmt solange, bis sie sich die Futterbasis selbst entziehen (vgl. Einführungsvortrag). Die biologische Reaktion ist umso heftiger, je besser die vorausgegangene Algenentwicklung dem algenfressenden Zooplankton als Futterbasis dient. In stark überdüngten Seen können sich diese sog. Klarwasserstadien in kurzer Folge wiederholen. Die intensive Düngung erlaubt es einzelnen Arten, innerhalb kurzer Zeit das Plankton zu dominieren, sofern auch die anderen Ansprüche (Licht, Temperatur, usw.) den Bedürfnissen der jeweiligen Art entsprechen. Die Abfolge wird ausserdem durch selektives Frassverhalten des gerade dominierenden Zooplanktons mitgeprägt. Sie wird hektisch, es erscheinen in rascher Folge ganz verschiedene Biozönosen. Zu jeder Zeit sind aber wenige Arten dominant und andere nur unterschwellig vorhanden; die Diversität der aktuellen Probe ist damit klein und damit zusammenhängend die Stabilität gegenüber Störungen gering. Im Jahresverlauf summieren sich hingegen die beobachteten Arten und ergeben einen beachtlichen Katalog von 100-200 und mehr Planktonarten. Eine Jahres-Sammelprobe weist somit eine hohe Diversität auf. Krasse Dominanzverhältnisse äussern sich gut sichtbar in Form von Vegetationsfärbungen des Sees oder als "Wasserblüten".

Aber auch die Nährstoff-Verknappung führt zu einer Ausdünnung des Nahrungsnetzes: Es können nur noch Spezialisten überleben. Der Lebensraum für das Plankton weitet sich aus, der Sauerstoff wird weniger gezehrt und gestattet die Besiedelung des Tiefenwassers. Die Individuendichte pro Kubikmeter nimmt ab, aber es werden mehr Kubikmeter bewohnt. Die Bedeutung des Zooplanktons für die Algen schwindet im gleiche Masse, wie die Futterdichte und -Qualität für das Zooplankton abnimmt. Die moderate Algenentwicklung kann keine hohe Zooplanktondichte unterhalten. Die wenigen Zooplankter sind dann aber auch nicht in der Lage, die Algen auszufiltern, denn jede Daphnia kann z.B. nur ca 10 bis 50 ml Wasser im Tag durchfiltrieren.

Die Betrachtung der Biodiversität führt genau zu entgegengesetzten Be-



**Fig. 3**  
**Phytoplankton Grössenklassen (Vierwaldstättersee)**  
 Die Veränderungen der Trophie wirken sich über die teilweise Entkoppelung der Algenfresser von den Primärproduzenten auf die Entwicklung der Grössenfraktionen aus. Zwergalgen (Schwarz) werden infolge verminderter Zooplanktonaktivität häufiger als grosse sparrige Algen (weiss).

funden als im eutrophen See. Jede Einzelprobe, die im Laufe des Jahres entnommen wird, enthält relativ viele Arten, wobei kaum dominierende Species vorkommen. Die Dynamik im Jahresverlauf ist aber bedeutend weniger hektisch. In der Sommerprobe finden sich immer noch die gleichen Arten wie im Frühjahr allerdings in veränderten Anteilen. Die Jahressammelprobe enthält dadurch kaum die Vielfalt der analogen Probe aus mesotrophen oder eutrophen Seen. Für eigentliche Wasserblüten fehlen in diesem Seetyp aber die Nährstoffe. Selbst wenn eine Art überwiegt, kommt deren Vermehrung infolge Nährstoffmangel zum Stillstand, bevor sie grosse Biomassen aufgebaut hat.

Die Variation der Besiedelungsdichte und Ausdehnung des Lebensraumes führt zu der fast paradoxen Situation, dass die flächenbezogene Plankton-Biomasse in einem mesotrophen See kaum einen gesicherten Trend erkennen lässt, wenn die Nährstoffbelastung zu- oder abnimmt. Erst im Bereich des oligotrophen Zustandes beginnt sich jede Änderung auszuwirken.

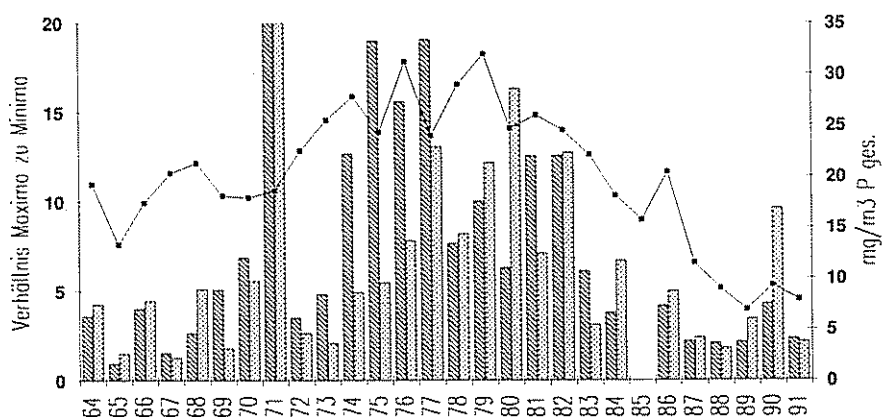
Im oligotrophen Walensee [1] folgte die Algen-Entwicklung der Nährstoffbelastung; im mesotrophen Bodensee hingegen, wurde das höchste Jahresmittel der Biomasse 1988 gemessen [2], obwohl in diesem Jahr der P- Gehalt nach kontinuierlicher Ab-

nahme seit 1979 nur noch 50 % des früheren Maximums betrug.

Die Öffentlichkeit und die PolitikerInnen möchten wissen, wie ihr See bei welcher P- Konzentration wie aussieht, bzw. was man noch machen muss, bis er sich akzeptabel präsentiert. Die Festlegung von Gewässerschutz-Zielzuständen setzt aber klare Abhängigkeiten von anthropogen beeinflussbaren Grössen voraus. Etwas vorzuschreiben, das wetterabhängig ist, taugt nichts. Die Produktion der Algenbiomasse ist jedoch über einer gewissen Nährstofflimite wetterabhängig. Aus diesem Grunde interessiert die Fachleute, welche Parameter auf eine Änderung der Nährstoffsituation wie reagieren. Nachdem die Jahresmittelwerte der Algenbiomasse ungeeignet sind (ausser im stark P- limitierten Bereich), könnte man sich vorstellen, dass Algenklassen durch ihre Dominanzverhältnisse Verschiebungen der Nährstofflage anzeigen. In diesem Zusammenhang wurden schon verschiedene Algenklassen als Indikatoren für gute, andere für schlechte Zustände definiert. Goldalgen und Diatomeen gelten eher als Algentypen, welche mit den vorhandenen Nährstoffen haushälterisch umgehen. Im Falle des Vierwaldstättersees würden wir erwarten, dass sie zu Beginn und am Ende unserer Beobachtungsperiode 1961-92 auftreten.

Die Resultate scheinen diese An-

**Einfluss des Zooplanktons auf die Algenbiomasse im Vierwaldstättersee in  
Abhängigkeit vom P-Gehalt**



**Fig. 4**  
**Die Veränderungen der Nährstoffgehalte im Wasser wirken sich in erster Linie auf die Dynamik des Planktons und nicht auf dessen gemittelte Jahresbiomasse aus: Bei höheren Nährstoffgehalten nehmen die Schwankungen zwischen April und August (Frühjahrsmaximum- Klarwasserminimum- Sommermaximum) sprunghaft zu. Diese Schwankungen sind auch ein Mass für die Kopplung innerhalb der Nahrungskette.**

nahme zumindest für die zentrischen Diatomeen und die Goldalgen zu bestätigen. Eine weitere, oft geäußerte Abhängigkeit vom P-Gehalt sollten die Blaualgen und Grünalgen aufweisen. Diese als Eutrophie- Anzeiger bekannten Algengruppen sollten eher verschwinden. Im gleichen See steigen sie aber ausgerechnet in der nährstoffarmen Phase an und werden sogar dominant (Fig. 2). Eine andere Beurteilung basiert auf dem Artenspektrum. Diese Analyse setzt wiederum voraus, dass das System allseitig geimpft ist (die passende Art muss zuerst einmal präsent sein, um reagieren zu können), und dass die Verdrängung der nicht passenden Arten schnell geht. Beide Voraussetzungen sind im Plankton eines grossen Sees kaum gegeben. Jedenfalls benötigt die Anpassung des Artenkataloges zumindest in der Phase der Nährstoffverarmung eine lange Zeit.

Was sind denn nun brauchbare Kriterien für die Beurteilung des Seezustandes? Es sind dies einerseits die Entwicklung funktioneller Gruppen (z.B. kleine / grosse Algen) und andererseits die Kopplung zwischen den einzelnen Kompartimenten des Ökosystemes (z.B. Entwicklung der höheren Nahrungskette im Vergleich zu den Algen). Beide Kriterien sind z.T. mit einander verknüpft, so bedeutet eine Verringerung der filtrierenden Klein-

krebse, dass deren Futter, die Zwergplankter, besser überleben. Unter der Nährstoffverknappung gewinnen auch eigenbewegliche Arten grössere Bedeutung; sie können die Sedimentationsverluste gering halten (Fig. 3).

Es geht dem Gewässerbiologen oft wie dem Klimaforscher, der vor die Frage gestellt wird, ob denn nun bereits eine Klimaverschiebung vorliegt. Wenn nur der Trend beobachtet wird, kommt man zum Schluss, es habe sich gegenüber früher nichts geändert. Vergleichen wir nun aber im Wasser die Schwankungen, die sich in der Nahrungskette abspielen und die zu den Klarwasserstadien führen, so ergeben sich klare Hinweise darauf, dass sich mit der Nährstoffzufuhr die Aktivität der Biologie geändert hat.

Durch stärkere oder schwächere Kopplung zwischen den trophischen Stufen der Nahrungskette resultieren grössere oder kleinere Schwankungen z.B. in Form von Klarwasserstadien. Selbst die räuberischen Zooplankter hängen mit diesen Schwankungen zusammen, obwohl sie sie gar nicht selbst beeinflussen können, aber vom gleichen Regulator, dem herbivoren Zooplankton, mitbeeinflusst werden (Fig.4).

Es ist nun nicht einfach zu beschreiben, was sich bei einer Eutrophierung bzw. Oligotrophierung alles ändert. Diese Prozesse laufen in Pha-

sen ab. In der ersten Phase reagieren immer zuerst die vorhandenen Arten. Die Plankter, die im Moment der Änderung präsent sind, reagieren entsprechend ihrer eigenen ökologischen Ansprüche. Es können sich damit Verschiebungen in den Dominanzverhältnissen ergeben. Als unmittelbare Folge der veränderten Produktivität verändert sich die Mächtigkeit der Produktionsschicht. In eutrophen Seen sinkt diese durch die Eigenbeschlachtung der Algen auf wenige Meter, im oligotrophen See dehnt sie sich auf 20- 30 m aus. Die Flächenproduktion und die Gesamtbiomasse bleibt daher auf einem ähnlichen Niveau. Mit zunehmender Düngung wird zugleich die Potenz geschaffen, dass sich vorhandene oder zufällig eingeschwemmte Eutrophie-liebende Formen invasionsartig vermehren. Meist fehlt ihnen zu diesem Zeitpunkt auch ein natürlicher Feind. Im umgekehrten Falle der Nährstoffverminderung verläuft aber die Ablösung der schlechter geeigneten Arten durch sparsamere Formen wenig spektakulär. Die Nährstoffgehalte sind ja dann so niedrig, dass sie gar keine Massenvermehrung erlauben, weshalb die schlechter angepassten Formen auch nicht aktiv verdrängt werden.

Weil immer die aktuell vorhandene Lebensgemeinschaft reagiert, diese aber eigentlich auf frühere Verhältnisse angepasst ist, kann prinzipiell die Oligotrophierung nicht spiegelbildlich zur Eutrophierung verlaufen. Es kommt vielmehr zu einer Hysterese.

### **3. Die fetten Jahre sind vorbei, Rezession auch in der Produktion vieler Seen**

Wie reagieren die Plankter auf eine weitreichende Unterbindung der Nährstoffzufuhr?

Die **Zooplankter** sind vielfach auf Mangelsituationen eingestellt. Diese Anpassung hat ihre Gründe in der Vorherrschaft oligotropher Gewässer in der vorgeschichtlichen Zeit. Ohne anthropogene Einflüsse waren viele Seen extrem nährstoffarm. Für die Plankter bedeutet Oligotrophierung somit Rückkehr zu einem alten Zu-

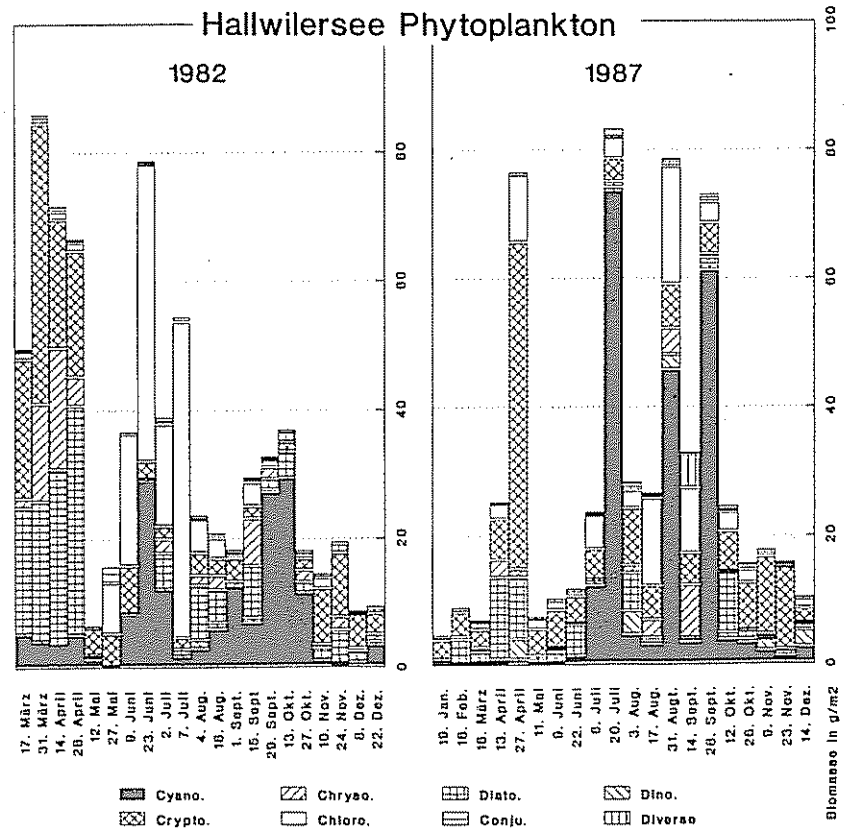
stand, an den sie angepasst sind. Welche Anpassungsmechanismen haben sie dafür entwickelt? Sie zeigen wieder ein ausgeprägtes Migrationsverhalten: Tagsüber leben sie in der kalten Tiefenzone und nachts kommen sie in die Oberflächennzone, um zu fressen. Damit verringern sie die Verluste, welche die optisch jagenden Fische verursachen, und können mit der aufgenommenen Nahrung im kalten Tiefenwasser länger leben (Kühlschranktemperatur).

Mit der Migration und Schwarmbildung erhöht sich ausserdem die Wahrscheinlichkeit, dass Weibchen und Männchen am gemeinsamen Stelldein zusammentreffen (eine Voraussetzung, dass die Population langfristig überleben kann). Auslöser für solche Schwarmbildungen ist die Präsenz von Inhaltsstoffen der gleichen Art. Sobald also Räuber da sind, die einen Teil der Beute-Inhaltsstoffe über die Verdauung wieder freisetzen, organisieren sich die Beutetiere in Patches.

Eigentliche Überlebensstrategien haben viele Zooplankter durch die Bildung von Dauerstadien entwickelt. Die Auslösung der Dauerstadienbildung ist oft an Hungersituationen geknüpft. Besonders bei hohen Temperaturen fällt ein Nahrungsmangel extrem ins Gewicht, weil der Stoffwechsel schnell abläuft und entsprechend viel Energie verbraucht wird. Die Dauerstadien können dank schützenden Hüllen monatelang bis jahrelang keimfähig bleiben. Viele Arten machen einen "Somerschlaf" (Zeit der Nahrungsknappheit in oligotrophen Seen).

#### 4. Interne Sanierungsmassnahmen: Bremser oder Beschleuniger der Oligotrophierung?

Die Zirkulationsunterstützung und Sauerstoffbegasung in den drei Mittellandseen Hallwilersee, Sempachersee, Baldeggersee) beschleunigte mehrheitlich den Gesundungsprozess. Betrachtet man nun allerdings die mittlere flächenbezogene Jahres-Planktonbiomasse, ist kein gesicherter Trend zu erkennen [3]. Diese wissenschaftli-



**Fig. 5** Jahresgang der Algenklassen vor und nach Inbetriebnahme der seeinternen Belüftung. Als Folge der seeinternen Sanierungsmassnahmen im Hallwilersee verschieben sich die Hauptvegetationszeiten im See. Anstelle des früher ausgeprägten Frühjahresmaximum kommen dank verlängerter Zirkulationsphase häufigere und höhere Sommermaxima zustande.

che Analyse deckt sich auch mit dem optischen Bild der Seen, welche durch viele Vegetationstrübungen gekennzeichnet sind.

Auch hier liegt die Ebene der Reaktion nicht bei der Gesamtbiomasse, die im Laufe des Jahres aufgebaut und unterhalten wird, sondern in den Anteilen einzelner funktioneller Organismenklassen. Markant zugenommen haben die Schwankungen im Jahresverlauf. Wie bei der Eutrophierung weisen diese auf Veränderungen und Ungleichgewichte hin. Wie kommen sie zustande?

Mit der künstlichen Zirkulationsunterstützung will man das "Durchatmen" des Sees fördern. Der Sauerstoffnachschub soll dadurch bis in die grösste Tiefe gewährleistet werden. Die Massnahmen beeinflussen aber nicht nur die Tiefe der zirkulierenden Schicht, sondern auch die zeitliche Dehnung der Zirkulationsphase. Da die Zirkulation billiger zu stehen kommt, als die nachfolgende Begasung

mit reinem Sauerstoff, wird ohnehin versucht, die Zirkulationsphase möglichst lange durch Zirkulationsunterstützung mittels grobblasiger Belüftung aufrechtzuerhalten. Die Planktonalgen werden dadurch relativ lange immer wieder von der Oberfläche in die Tiefe verfrachtet. Das Wachstum läuft daher zunächst auf Sparflamme, denn in der Tiefe fehlt das Licht zur Primärproduktion. Die Nährstoffvorräte aus der Zirkulation bleiben vorerst erhalten. Im Moment, wo die Einstrahlung so stark wird, dass sich die Schichtung nicht mehr aufhalten lässt, kommt es relativ plötzlich zur Ausbildung der Stagnation.

Die Zufuhr des Sauerstoffs an die Sediment - Wasser - Grenzschicht und der Blasenschleier fördern die Keimung eingelagerter Zysten. Diese Keime können als nun stets präsente Impfmengen die weitere Abfolge beeinflussen. Wechsel in der Wettersituation können nun den gut angepassten Arten schnell zum Durchbruch verhelfen. Die

jetzt präsenten Algen finden jetzt alles im Übermass vor, die schnellwüchsigen Zwergalgen vermehren sich exponentiell. Diese Nahrungsbasis kommt im Hallwilersee gerade noch rechtzeitig, um den nun häufigeren Zooplanktern in einer wichtigen Wachstumsphase als Nahrung zu dienen (im Sempachersee fällt das Frühjahresmaximum fast gänzlich aus). Durch biologische Interaktionen kommt es dann zu schnellen Abfolgen von Maxima und Minima pflanzlicher und tierischer Plankter. Die Potenz zu hoher Biomasse bleibt durch die damit verbundene Rezyklisierung der Nährstoffe (von den Algen in die Zooplankter und von deren Ausscheidungsprodukten wieder zurück in das pflanzliche Plankton) lange Zeit erhalten. Seit der Einführung der seeinternen Sanierungsmassnahmen hat sich damit die Zahl der Algenmaxima und deren Abfolge verändert. Die Abfolge ist hektischer geworden und es können mehrere akzentuierte Sommermaxima beobachtet werden (Fig. 5).

Die Sedimentation der Nährstoffe hängt im Wesentlichen davon ab, welche Schwebetypen vorherrschen. Eigenbewegliche Plankter, Algen mit Schwimmhilfen (Auftriebsvakuolen) und Zwergplankter haben geringe, unbewegliche, grosse Plankter hingegen grosse Sinkverluste. Durch die Kompaktion der fressbaren Kleinstformen tragen aber gerade diese zur Sedimentation bei, denn die vom Zooplankton ausgeschiedenen Kotbällchen haben infolge ihrer Grösse eine erhöhte Sinkgeschwindigkeit (Fig. 6).

Mit der Veränderung des Sauerstoffgehaltes im Tiefenwasser wird der Jagdhorizont der Fische und der mögliche Aufenthaltsraum der Zooplankter vergrössert. Die Zooplankter besiedeln diesen Raum umgehend. Einzelne Formen verlieren aber ihre Sicherheitsnische, denn *Cyclops* und *Chaoborus* können lange Zeit mit sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen leben. Sie tauchen tagsüber in tiefere Wasserschichten ab und halten sich z.T. im sauerstofflosen Sediment auf. Damit konnten sie sich bislang der Nachstellung der Fische entziehen. Seit Inbetriebnahme der internen Sanierungsmassnahmen in diesen Seen ist die Lebenserwartung dieser Tiere gesunken, weil die Fische jetzt auch im Tiefenwasser jagen. Zwischen den

Zooplanktonarten zeichnen sich deshalb Verdrängungsprozesse ab.

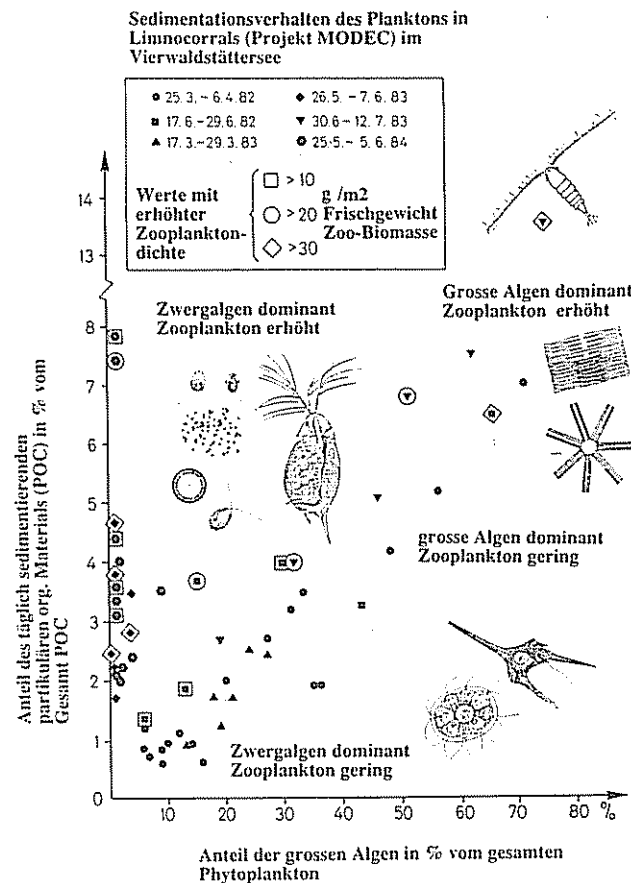
## 5. Fazit

Die Reaktion des Seenplanktons auf Veränderungen ist nicht primär auf der Stufe der Gesamtbiomasse zu suchen, sondern im Ausmass der Koppelung zwischen den Gliedern der Nahrungskette, die sich in der Schwankungsbreite der Arten und in deren funktioneller Zusammensetzung widerspiegelt. Mit zunehmender Nährstoffbelastung nimmt diese Schwankungsbreite zu und es zeichnen sich Verschiebungen bei der Planktonzusammensetzung ab. Diese Veränderungen beeinflussen ihrerseits wieder das Sedimentationsverhalten.

Die Biodiversität verändert sich: In eutrophen Seen folgen sich relativ schnell Lebensgemeinschaften mit wenig, aber dominanten Arten, was übers Jahr eine grosse Vielfalt ergibt,

während im oligotrophen See zu jeder Zeit relativ zahlreiche Arten vorhanden sind, aber ohne grosse zeitliche Veränderungen.

Seeinterne Sanierungsmassnahmen verändern die Ökologie grundlegend. Die Algenmaxima verschieben sich in die zweite Jahreshälfte, die Abfolge wird hektischer und einzelne Zooplankter geraten vermehrt unter Frassdruck der Fische. □



**Fig. 6**  
**Zusammenhang zwischen Sedimentation und Planktonzusammensetzung. Sowohl grössere Zooplankton-Biomassen wie auch höhere Gehalte an grossen Algen (Netzplankton) fördern die Sedimentationsverluste. Pro Tag verschwinden bis zu 10% (und mehr) der oben schwebenden Algen ins Sediment.**

- [1] Bürgi, HR. und Astrid Meier in: Ber. Interkantonale limnologische Untersuchung des Walensees, 1976 bis 1985
- [2] Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees. Jb. Nr 78 (1992)
- [3] Bürgi, HR. and P. Stadelmann (1991): Plankton succession in Lake Sempach, Lake Hallwil and Lake Baldegg before and during internal restoration measures. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24 p.931-936

# Biogeochemische Prozesse an der Sedimentoberfläche

Bernhard Wehrli, Andrea Ventling und Rudolf Müller

## 1. Interne Seesanie- rung zwischen Er- folg...

Der Anblick von überdüngten Seen erinnert Badegäste oft eher an eine Erbsensuppe als an ein Schwimmvergnügen. Unter der unappetitlichen Algenbrühe liegen jedoch weitere Probleme verborgen: Das Tiefenwasser des Baldeggersees enthielt beispielsweise in den siebziger Jahren während des Sommers praktisch keinen Sauerstoff mehr. Das gesamte  $O_2$ -Reservoir unterhalb von 10 m Wassertiefe wurde bei der Mineralisation der toten Algenbiomasse aufgezehrt (Fig. 1). Damit war der Lebensraum für die Fische auf die obersten paar Meter eingeschränkt. Seit knapp 10 Jahren werden Baldeggersee und Sempachersee künstlich belüftet. Diese seeinternen Anlagen versorgen das Tiefenwasser im Sommer mit reinem Sauerstoffgas. Über verschiedene Diffusorstationen werden feine Gasbla-

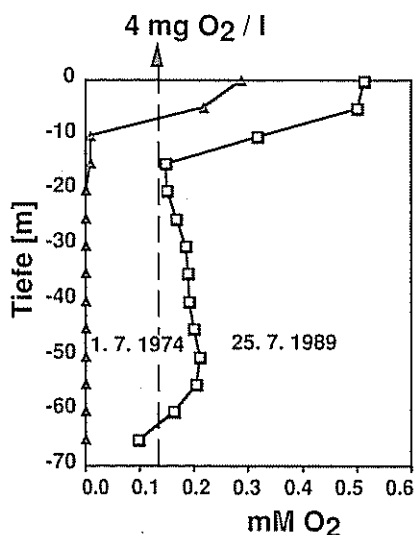


Fig. 1  
Tiefenprofile der Sauerstoffkonzentration an der tiefsten Stelle des eutrophen Baldeggersees. Seit Inbetriebnahme der seeinternen Belüftungsanlage im Jahr 1982 kann das Qualitätsziel von  $4 \text{ mg } O_2/\text{l}$  in der Regel eingehalten werden.

sen eingetragen, die einen aufwärts gerichteten Blasenstrom verursachen. Die Gasblasen lösen sich rasch auf, das sauerstoffreiche Wasser schichtet sich ca. 20 - 30 m über dem Seegrund ein. Ein Eintrag von ca. 3 t pro Tag garantiert, dass das Qualitätsziel von  $4 \text{ mg } O_2/\text{l}$  eingehalten wird. Im Winter wird mit einem grobblasigem Druckluftstrom die Mischung des Sees verbessert, sodass das Sauerstoffreservoir des Sees aus der Atmosphäre ergänzt wird.

Aufgrund der positiven Erfahrungen wurde 1985/86 auch im Hallwilersee ein Belüftungsanlage installiert. Die genau überwachten internen Sanierungsmaßnahmen haben bewiesen, dass es möglich ist, auch in windgeschützten eutrophen Seen ein sauerstoffhaltiges (aerobes) Tiefenwasser zu gewährleisten.

## ... und nur teilweise erfüllten Hoffnun- gen

Die Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse am Seegrund bildet zwar ein vordergründiges Ziel der seeinternen Anlagen, politisch bedeutsamer waren jedoch bereits in der Planungsphase zwei erhoffte "Nebeneffekte" dieser Massnahmen:

1. Im künstlich aerob gehaltenen Tiefenwasser sollte die Rücklösung von Phosphor aus den Sedimenten stark vermindert werden.
2. Dank genügend Sauerstoff bis in tiefe Wasserschichten sollte der Lebensraum der Fische auf die ganze Seetiefe ausgedehnt werden.

Diese beiden Erwartungen haben sich nur teilweise erfüllt:

- Vor Inbetriebnahme der Seebelüftung haben die Sedimente des Baldeggersees jeden Sommer 4.8 - 10 Tonnen Phosphor ans Tiefenwasser abgegeben. Diese Bandbreite wurde seit dem künstlichen Sauerstoffeintrag auf 2.2 - 7.4 Tonnen reduziert [1]. Im Sempachersee war die beobachtete Reduktion der internen Phosphordüngung wesent-

lich geringer. Einer Rücklösung von durchschnittlich 15.8 t vor Inbetriebnahme der Belüftungsanlage stehen 13.8 t im Zeitraum 1984-88 gegenüber [2]. Im Sempachersee wurden somit trotz guten Sauerstoff-Verhältnisse etwa 70% des sedimentierenden Phosphors wieder ans Tiefenwasser abgegeben. In den Modellierungs-Studien der EAWAG für die Sanierung des Baldegger- und Hallwilersees gingen die Autoren ursprünglich von einem Anteil von bloss 1-5% Rücklösung im aeroben Tiefenwasser aus [3]. Dieser Wert hat sich bereits bei der Modellierung des Sempachersees als zu optimistisch erwiesen.

- Auch bezüglich Fischerei haben die internen Seesanierungen nur einen Teilerfolg gebracht. Die Fische "bewohnen" zwar inzwischen das ganze Wasservolumen. Die Felchenpopulation im Sempachersee kann sich jedoch nicht auf natürliche Weise fortpflanzen. Felcheneier sterben auf dem Sediment ab, bevor das Larvenstadium erreicht wird [4]. Die Belüftungsanlage hat zwar den See als Lebensraum für Fische zurückerobert, die Sedimentoberfläche bleibt jedoch für Felcheneier eine Art "Todeszone". Die Felchenpopulation überlebt nur dank intensiven Besatzmassnahmen.

Wenn wir die Ursache für diese teilweise enttäuschten Erwartungen verstehen wollen, müssen wir die mikrobiologischen, mineralogischen und chemischen Umwandlungsreaktionen verstehen, die am Seegrund ablaufen. Dieser multidisziplinäre Ansatz hat die Etikette "Biogeochemie" erhalten. Wir wenden uns zuerst dem Problem der Phosphorrücklösung zu und versuchen dann die Todesursache für Felcheneier zu eruieren. Dabei werden wir sehen, dass die beiden sehr verschiedenartigen Phänomene eine gemeinsame Ursache haben.

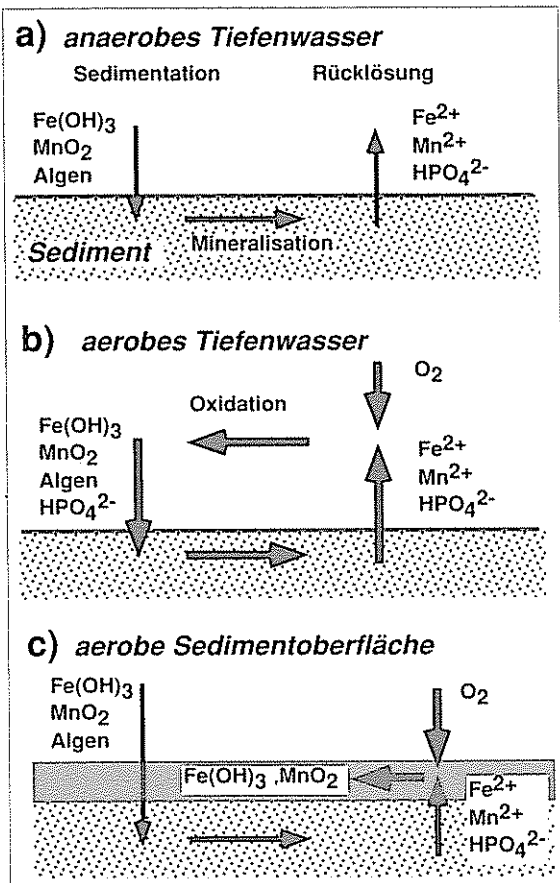


Fig. 2

**Kupplung zwischen Sauerstoffkonzentration im Tiefenwasser und Phosphor-Rücklösung:**

a) Fehlt im Sommer der Sauerstoff im Tiefenwasser vollständig (s. Baldeggsee 1974, Fig. 1), so reichern sich bis im Herbst reduzierte Substanzen wie gelöste Eisen(II) und Mangan(II)-Ionen im Tiefenwasser an. Eisenhydroxid,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , und Manganoxid,  $\text{MnO}_2$ , welche Phosphor adsorbieren können, lösen sich weitgehend auf. Der Phosphor-Rückhalt in den Sedimenten ist gering.

b) Enthält das Tiefenwasser natürlicherweise oder durch Belüftung Sauerstoff, so kann sich ein Redoxkreislauf ausbilden. Reduzierte Eisen- und Manganionen werden im Tiefenwasser oxidiert. Dadurch erhöht sich lokal die Sedimentationsrate von  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  und  $\text{MnO}_2$ . Die Mineralien werden an der Sedimentoberfläche rasch reduziert. Phosphor wird in diesem Kreislauf im Tiefenwasser mittransportiert, der Rückhalt im Sediment bleibt aber gering.

c) Erst wenn Sauerstoff ins Sediment eindringt, kann dort eine oxidierte Schicht entstehen, in der sich oxidierte Eisen- und Manganmineralien anreichern. Damit wird neue Adsorptionskapazität für Phosphor geschaffen.

grund sehr intensiv [6]. Bezüglich Phosphor sind solche Zyklen (Fig. 2b) Leerläufe, weil der Phosphor zwar im Tiefenwasser im Umlauf gehalten wird, der Rückhalt im Sediment wird dadurch aber kaum beeinflusst.

**2. Die schleifende Kupplung zwischen Sauerstoff- und Phosphorkreislauf**

Schon in den 40er Jahren wurde erkannt, dass sich im Tiefenwasser von eutrophen Seen während der Sommerstagnation Phosphor zusammen mit reduziertem Eisen(II) und Mangan(II) anreichert, sobald der Sauerstoff weggezehrt ist [5]. Mikroorganismen an der Sedimentoberfläche verwenden Nitrat, Sulfat, Eisen(III)- und Mangan(IV)-oxide als Oxidationsmittel für abbaubare Biomasse, wenn Sauerstoff fehlt. Sind auch diese Oxidationsmittel aufgebraucht, so nehmen fermentierende und methanogene Bakterien überhand, welche schliesslich Methangas freisetzen. Da vor allem amorphes Eisenhydroxid,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , ein sehr hohes Adsorptionsvermögen für Phosphat aufweist, wird mit der reduktiven Auflösung von Eisen(III) auch Phosphor mobilisiert (Fig. 2a). Ist im Tiefenwasser Sauerstoff vorhanden, so kann unter günstigen Verhältnissen gelöstes Eisen(II) und Mangan(II) bereits an der Sedimentoberfläche wieder zu festem Eisenhy-

droxid und Manganoxid,  $\text{MnO}_2$ , oxidiert werden. Diese Mineralien reichern sich somit an der Übergangszone zwischen Sediment und Wasser an und erhöhen die Rückhaltekapazität dieser Sedimentschicht für Phosphor dramatisch (Fig. 2c). Unter weniger günstigen Bedingungen - in produktiven Seen und bei verminderter Mischung am Seegrund - schleift jedoch diese Kupplung zwischen Sauerstoff und Phosphorrückhalt: Wenn die Sedimentoberfläche anaerob wird, so wird gelöstes Eisen(II) und Mangan(II) ungehindert ins Tiefenwasser exportiert. Da die Oxidation erst in der Wassersäule stattfindet, bleibt die Konzentration dieser Elemente im Bereich der Sedimentoberfläche gering. Die Sedimente bilden unter diesen Bedingungen kein effizientes Endlager für den Algennährstoff Phosphat (Fig. 2b). Stattdessen entwickelt sich im Tiefenwasser ein intensiver Redoxkreislauf, in dem partikuläres Eisen- und Manganoxid in den obersten Millimetern des Sediments reduziert wird. Die gelösten Ionen  $\text{Fe}^{2+}$  und  $\text{Mn}^{2+}$  werden bis ins aerobe Tiefenwasser transportiert, wo sie wieder zu partikulärem  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  und  $\text{MnO}_2$  oxidiert werden. Im Seepachersee ist besonders der Mangankreislauf wenige Meter über dem See-

**3. Chemische Analysen im cm-Bereich**

Um zu entscheiden, ob in künstlich belüfteten Seen eine aerobe Sedimentoberfläche existiert (Fig. 2c), sind chemische Analysen im cm- und mm-Massstab notwendig. Wir haben für die entsprechende feinskalige *in-situ* Probenahme Dialyse-Sammlereingesezt. Die Methode ist u.a. von der Gruppe von Hanselmann an der Uni Zürich verfeinert worden [7]. Die Gradienten von gelösten Stoffen im Porenwasser der Sediment-Wasser Grenzfläche können mit einer Auflösung von 5 - 15 mm bestimmt werden. Dabei werden ca. 1-3 ml reines Wasser über eine Dialyse-Membran mit dem Porenwasser der Sedimente ins Gleichgewicht gebracht. Die Probenahmegeräte sind aus ca. 80 cm langen Plexiglas-Platten aufgebaut, in welche Löcher oder Schlitze zur Aufnahme der Probenflüssigkeit gefräst wurden. Sie werden auf ein tetraedrisches Gestell montiert und 2-3 Wochen am Seegrund exponiert. Auf diese Weise analysieren wir die chemischen Spuren, welche biogeochemische Prozesse im Porenwasser der Sedimente hinterlassen.

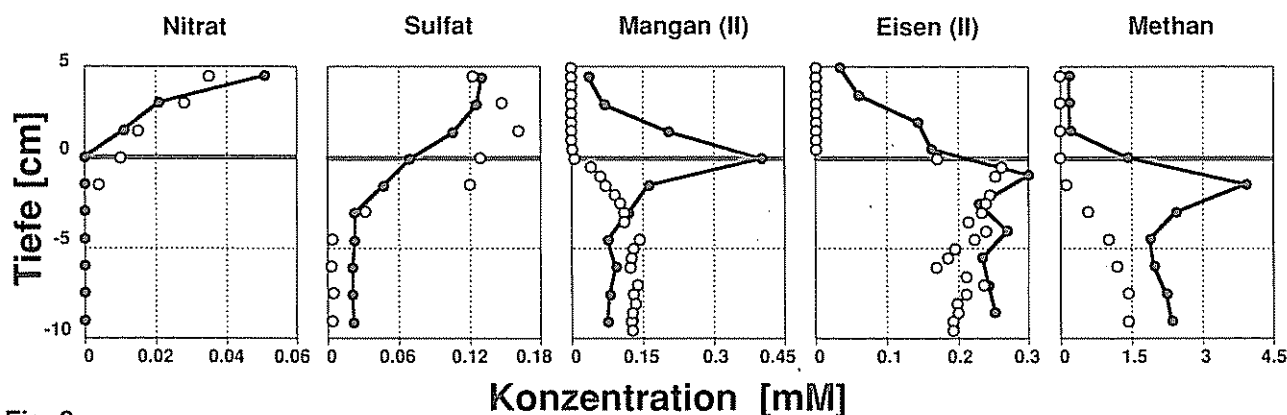


Fig. 3

Gelöste Substanzen im Porenwasser an der Sediment-Wasser Grenze. Die Profile wurden im April (Kreise) und Juli (schwarze Linien) an der tiefsten Stelle des Sempachersees gemessen. Die Gradienten zeigen, dass das Sediment im April aerob war: Während Nitrat ins Sediment hineindiffundiert, wird Eisen an der Oberfläche oxidiert. Die Methanoxidation erfolgt bereits in ca. 1.5 cm Tiefe. Im Juli dagegen ist die Sedimentoberfläche anaerob, da z.B. hohe Konzentrationen von reduziertem Eisen(II) an der Sediment-Wasser Grenze auftreten.

Eine Reihe typischer Analysen an der tiefsten Stelle des Sempachersees in 86 m Wassertiefe ist in Fig. 3 dargestellt. Generell sind die Gradienten am Ende der Zirkulationsperiode im Frühjahr wesentlich flacher als im Sommer. Der Methan- und Mangangradient reicht bis ca. 10 cm ins Sediment hinein. Es sind also die obersten 10 cm, welche an einem intensiven Stoffaustausch mit dem See teilnehmen. Sediment, welches älter ist als ca. 20-30 Jahre, steht heute kaum noch in Kontakt mit dem Seewasser.

Nach der Zirkulationsphase des Sees im Frühjahr dringt Nitrat bis in ca. 2 cm Tiefe ins Sediment ein. Das Methanprofil erlaubt den Schluss, dass  $\text{CH}_4$  bereits im Sediment oxidiert wird. Zusammen mit dem sehr scharfen Gradienten von Eisen(II) deutet dies darauf hin, dass die Sedimentoberfläche zu diesem Zeitpunkt aerob ist. Es kann sich somit eine gewisse Phosphor-Sperrschicht aufbauen. Tatsächlich beobachtet man meistens erst ab Juli eine signifikante Rücklösung von Phosphor im Tiefenwasser.

Nach den ersten grossen Sedimentations-Schüben von totem Algenmaterial intensiviert sich der oxidative Abbau und die Denitrifikation findet nur noch in den obersten Millimetern des Sediments statt. Die Nitratkonzentration an der Sedimentoberfläche sinkt praktisch auf Null. Da intensive Denitrifikation in der Regel nur bei geringer Sauerstoffkonzentration abläuft, bildet der Nitratgradient ein erstes Indiz, dass der Sauerstoff an

der Sedimentoberfläche zu diesem Zeitpunkt weggezehrt war. Die Gradienten von Mangan(II) und Eisen(II) bestätigen diesen Verdacht. Da Eisen(II) mit Sauerstoff sehr schnell reagiert, können sich Konzentrationen von über hundert  $\mu\text{mol/L}$  nur bei extrem tiefen Sauerstoff-Konzentrationen über längere Zeit aufbauen.

Die Gradienten von gelöstem Eisen, Mangan und Methan setzten sich im Juli in die Wassersäule über dem Sediment fort. Dies deutet darauf hin, dass die Mischung am Seegrund in dieser Periode stark vermindert war. Da durch die Mineralisierungsprozesse grosse Mengen von Kohlensäure und gelösten Ionen frei werden, steigt die Dichte des Wassers in Sedimentnähe an. Dies führt zu einer Stabilisierung der Wassersäule über dem Sediment und zu einer Verlangsamung von Mischungsprozessen. In tiefen Seen kann dieser Vorgang zu einer jahrzehntelangen Anaerobie führen [8]. Der Nachschub von gelösten Oxidationsmitteln wie Sauerstoff, Nitrat und Sulfat an die Sedimentoberfläche wird damit gebremst. Hohe Abbauraten von organischem Material zehren somit nicht nur den Sauerstoff weg, sie behindern über die Dichtestabilisierung des Wassers auch den Transport von gelösten Oxidationsmitteln an den Ort des grössten Verbrauchs. Trotz einem Eintrag von 3 t reinem Sauerstoff pro Tag an der tiefsten Stelle im Sempachersee breiten sich am Seegrund im Bereich von Millimetern bis Dezime-

tern im Sommer anerobe Verhältnisse aus.

Unter diesen Bedingungen sind oxidierte Eisen- und Manganphasen nicht stabil. Wie die Gradienten in Fig. 3 zeigen, lösen sich diese Mineralien rasch auf. Auch Mikroorganismen, welche Phosphor in Form von Polyphosphaten binden, geben diese unter anaeroben Bedingungen wieder ab [9].

Mit Hilfe der Röntgenspektroskopie (EXAFS) konnten wir bestätigen, dass auf der Sedimentoberfläche des Sempachersees kaum oxidierte Mineralien akkumulieren. In den obersten 2 mm der Sedimente wurde lediglich reduziertes Mangancarbonat ( $\text{MnCO}_3$ ) gefunden. Der Anteil von oxidiertem Manganoxid ( $\text{MnO}_2$ ) macht höchstens 20% aus.

An der tiefsten Stelle im Sempachersee liegt somit die Situation einer schleifenden Kupplung zwischen Sauerstoff- und Phosphorkreislauf vor. Wegen der hohen Abbauraten von toten Algen bauen sich stagnierende Verhältnisse auf, welche den Transport von  $\text{O}_2$  zur Sedimentoberfläche behindern und den Aufbau einer Sperrschicht gegen die Phosphatrücklösung verunmöglichen.

#### 4. Der plötzliche Tod der Felcheneier

Trotz den eutrophen Verhältnissen haben sich die Erträge an Edelfischen im Sempachersee nicht verschlechtert. In den Jahren 1979 - 84 wurden im

Mittel 87 t Fische pro Jahr gefangen. Der Felchenanteil betrug bis zu 90%. Diese guten Erträge sind jedoch nur dank den Besatzmassnahmen der Berufsfischer möglich.

Die Felchen laichen um Mitte Dezember in einer bevorzugten Wassertiefe von 2 - 10 m. Mit einem Saugapparat, der durch eine Taucherin bedient wurde, konnten in drei aufeinanderfolgenden Wintern die Eidichten im Sempachersee bestimmt und das Schicksal dieser naturverlaichten Eier verfolgt werden. Dabei wurden jeweils Mitte Dezember Eidichten von über 1000 Eier m<sup>-2</sup> beobachtet. Im Brutkasten dauert es bei 4°C etwa 10 Wochen, bis 90% der Larven geschlüpft sind. Im See werden jedoch nach Mitte Februar in der Laichzone weder lebende Eier noch Felchenlarven gefunden. Fig. 4a zeigt, wie die Anzahl lebender Eier innerhalb von wenigen Tagen zusammenbricht. Schädigungen durch Räuber machen dabei einen kleinen Anteil der Verluste aus, die meisten abgestorbenen Eier sind verpilzt. Um die Hypothese zu testen, dass giftige Stoffe aus dem Sediment (z.B. Schwefelwasserstoff oder Ammoniak) die Eier schädigen, wurden Eier aus den Bruthäusern einerseits auf einer Plastikfolie, welche die Sedimentoberfläche abdeckte, und andererseits direkt auf dem Sediment exponiert. Die Ab-

sterberate in solchen Expositionsversuchen blieb jedoch gleich. Offenbar wirkt das Sediment nicht als Quelle von toxischen Substanzen. Es bleibt die Hypothese, dass die Sauerstoffversorgung der Eier ungenügend ist.

## 5. Mikroelektroden

Messungen mit O<sub>2</sub> Mikroelektroden erlauben es im Prinzip, Sauerstoffgradienten mit etwa 50 µm räumlicher Auflösung zu bestimmen [10]. Wir haben diese Methode mit einem einfachen Mikromanipulator benutzt, um die Sauerstoffverhältnisse an Sedimentkernen des Uferbereichs im Sempachersee zu bestimmen (Fig. 4b). Die Analyse erfolgte im Feld, um Störungen gering zu halten. Wie auch *in-situ* Messungen an Sedimenten gezeigt haben, bildet sich je nach Strömung und Topographie 0.2 - 2 mm über dem Sediment eine diffusive Grenzschicht aus, in welcher die Sauerstoffkonzentration stark abnimmt. Trotz den ca. 7 mg O<sub>2</sub> / l im überstehenden Wasser, fällt die Konzentration an der Sedimentoberfläche unter 4 mg/l. Am Anfang ihrer Entwicklung benötigen aber die Eier von Edelfischen Konzentrationen von mind. 3 mg/l. Vor dem Schlüpfen steigt diese kritische Sauerstoff-Konzentration sogar auf 7 bis 8 mg/l an. Wie Fig. 4b

illustriert, ist es für ein Felchenei in einem eutrophen See in dieser Phase sehr schwierig, den Sauerstoffbedarf zu decken. Verfrachtungsexperimente mit gefärbten Eiern haben zudem gezeigt, dass in der turbulenten Zeit der Winterstürme die Eier oft in tiefere Zonen verfrachtet werden, wo sie vor allem in Mulden liegenbleiben. Dort herrschen sehr ruhige Strömungsverhältnisse, welche die Sauerstoffzufuhr weiter erschweren.

## 6. Schlussfolgerung

Durch die interne Sanierung der Schweizer Mittellandseen wird in erster Linie das Tiefenwasser belüftet.

Die Sauerstoff-Versorgung der Sedimente zu verbessern, erweist sich als schwierig. Der etwas erhöhte Phosphor-Rückhalt im Baldeggersee und der Vormarsch der Würmer in Hallwilersee [11] lassen zwar vermuten, dass die Sedimentoberfläche in mittleren Tiefen heute besser mit Sauerstoff versorgt wird als früher, weil sich in dieser Zone das sauerstoffreiche Wasser aus dem Blasenstrom einschichtet. Die künstliche Belüftung kann jedoch nicht verhindern, dass sich in den tieferen Bereichen an der Sedimentoberfläche periodisch anaerobe Zonen mit sehr geringer Rückhaltekapazität für Phosphor ausbreiten.

Sogar in der Uferzone wird der Sauerstoff an der Sedimentoberfläche innerhalb von Millimetern weggezehrt, weil der Gehalt der Sedimente an toter Algenbiomasse zu hoch ist. Die Felcheneier, die an einen millimeterdünnen Lebensraum auf dem Sediment gebunden sind, ersticken buchstäblich am Sauerstoff-Hunger der Mikroorganismen, die einen Millimeter tiefer "wohnen".

Der Sauerstoff wird erst dann in höherer Konzentration ins Sediment eindringen, wenn die Sedimentation von toter Biomasse abnimmt. Dazu braucht es eine Reduktion der externen Phosphorbelastung. □

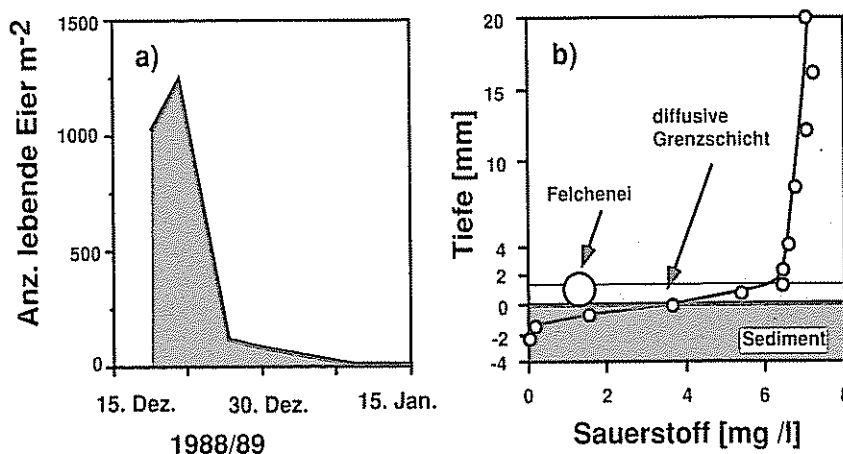


Fig. 4

### Absterben der Felcheneier im Sempachersee.

a) Die Anzahl lebender Felcheneier auf dem Sediment des Sempachersees bricht rapide zusammen, sobald der Sauerstoffbedarf der Eier ansteigt.

b) Felcheneier benötigen in der Wachstumsphase eine Sauerstoffkonzentration von mindestens 7-8 mg/l. Messungen mit Mikroelektroden zeigen, dass die Sauerstoffkonzentration im überstehenden Wasser diesen Anforderungen zwar genügt. Der Lebensraum der Eier liegt jedoch im diffusiven Grenzfilm, wo die kritische Sauerstoffkonzentration oft unterschritten wird.

# Die Bodenfauna im Hallwilersee dringt vor

Fred Stössel

## 1. Leben ab 20 Metern Tiefe?

Der hocheutrophe, im schweizerischen Mittelland gelegene Hallwilersee wird seit Dezember 1985 einer Zirkulationshilfe im Winter und einer Tiefenwasser-Sauerstoffbegasung im Sommer unterzogen. Dieser Sanierungsplan wurde in Zusammenarbeit der EAWAG mit den Gewässerschutzämtern der Kantone Aargau und Luzern ausgearbeitet.

Der zwischen zwei Hügelzügen in nord-südlicher Richtung verlaufende See wird von den Hauptwindrichtungen abgeschirmt und zirkuliert daher im Durchschnitt nur einmal alle 10 Jahre bis zur Maximaltiefe von 46 m durch. Dies führte in grossen Teilen des Sees zu langanhaltenden, vollständigen Sauerstoffschwunden während der Sommerstagnation (Schichtung des Sees). Gegen das Ende der Sommerschichtung konnte in den meisten Fällen unterhalb von 25 m Tiefe, in einigen Fällen bereits ab 20 m Tiefe, kein Sauerstoff mehr gefunden werden. In der Fig. 1 wird die Sauerstoffentwicklung im Jahr 1985 gezeigt. Deutlich geht aus dieser Fig. hervor, dass der See im vorangegangenen Winter nicht vollständig zirkulierte. Die sauerstofflose Zone steigt innerhalb von 6 Monaten von 35 m Tiefe auf ca. 22 m Tiefe an. Gleichzeitig vergrössert sich das Sauerstoffminimum im Bereiche der Sprungschicht (um 10 m Tiefe). Dazwischen verblieb ein kleiner Rest Sauerstoff, der jedoch niemals ausreichte, sensibleren Tieren als Lebensraum zu dienen. Märki und Schmid [1]

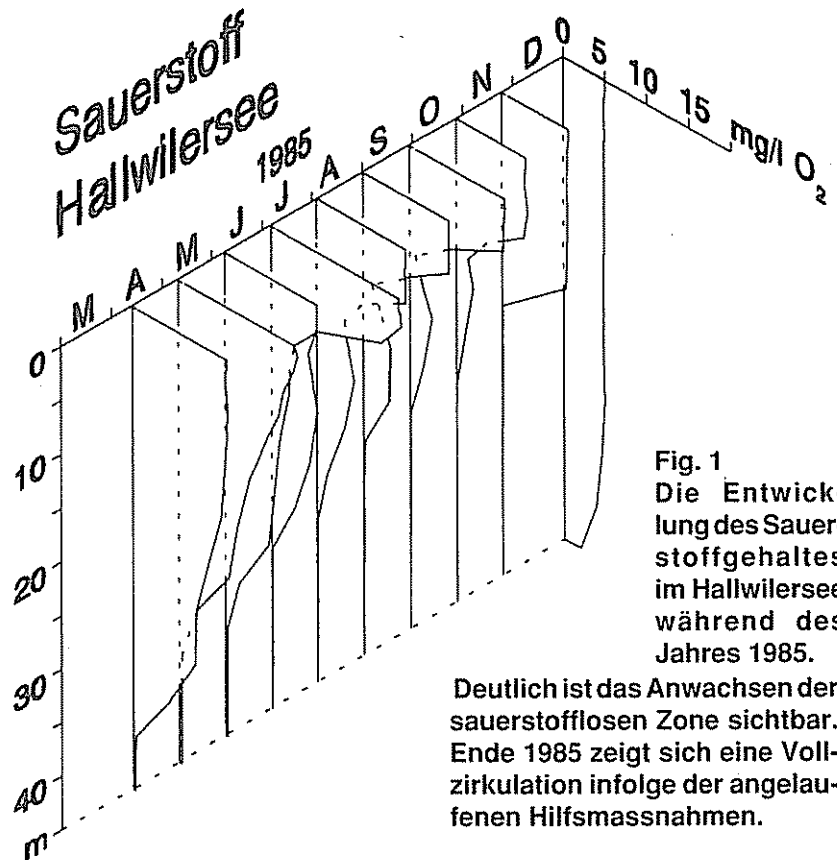


Fig. 1 Die Entwicklung des Sauerstoffgehaltes im Hallwilersee während des Jahres 1985.

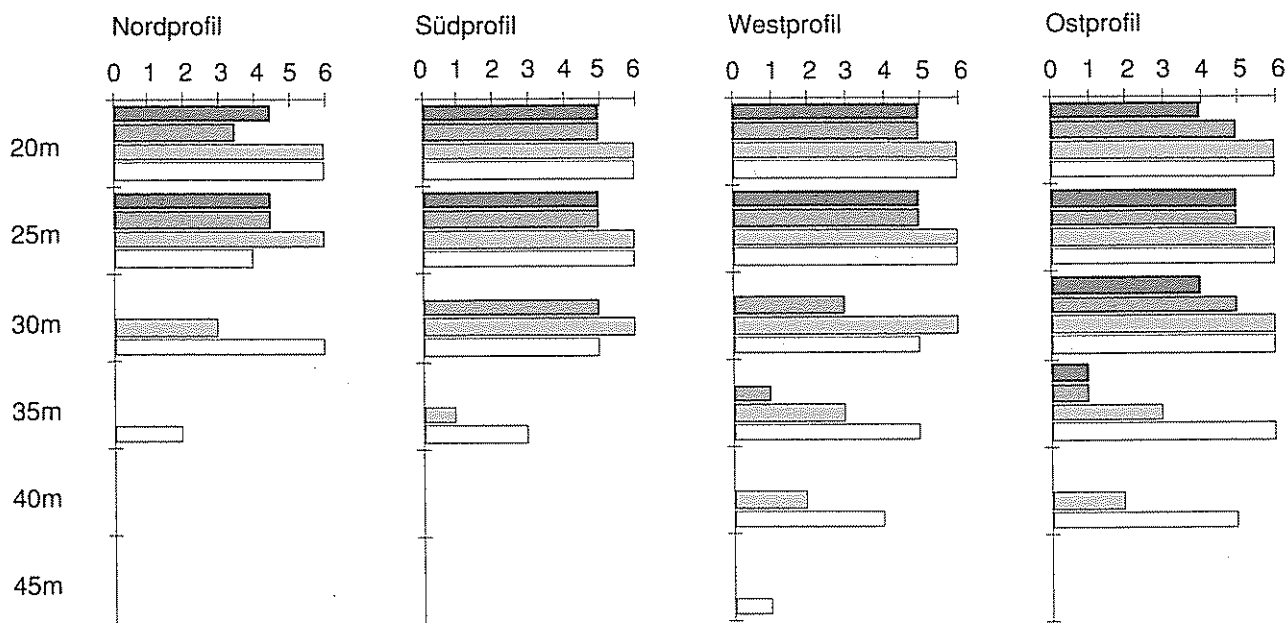
Deutlich ist das Anwachsen der sauerstofflosen Zone sichtbar. Ende 1985 zeigt sich eine Vollzirkulation infolge der angelauteten Hilfsmassnahmen.

massen im Oktober 1973 noch tiefere Werte, wo bereits etwas unterhalb von 10 m Tiefe kein Sauerstoff mehr vorhanden war. Diese prekäre Sauerstoffsituation bewirkte, dass sich das während der Sommerhalbjahre auf den Seeboden abgesunkene, abgestorbene Plankton nicht mehr aerob (mittels Sauerstoff) abbauen konnte und es bildete sich sauerstoffloser schwarzer Faulschlamm. Dies hatte zur Folge, dass sich durch den sauerstofflosen bakteriellen Abbau giftiger Schwefelwasserstoff entwickelte. Dieses gasförmige Gift verhinderte die Besiedelung des Grundes mit tierischen Orga-

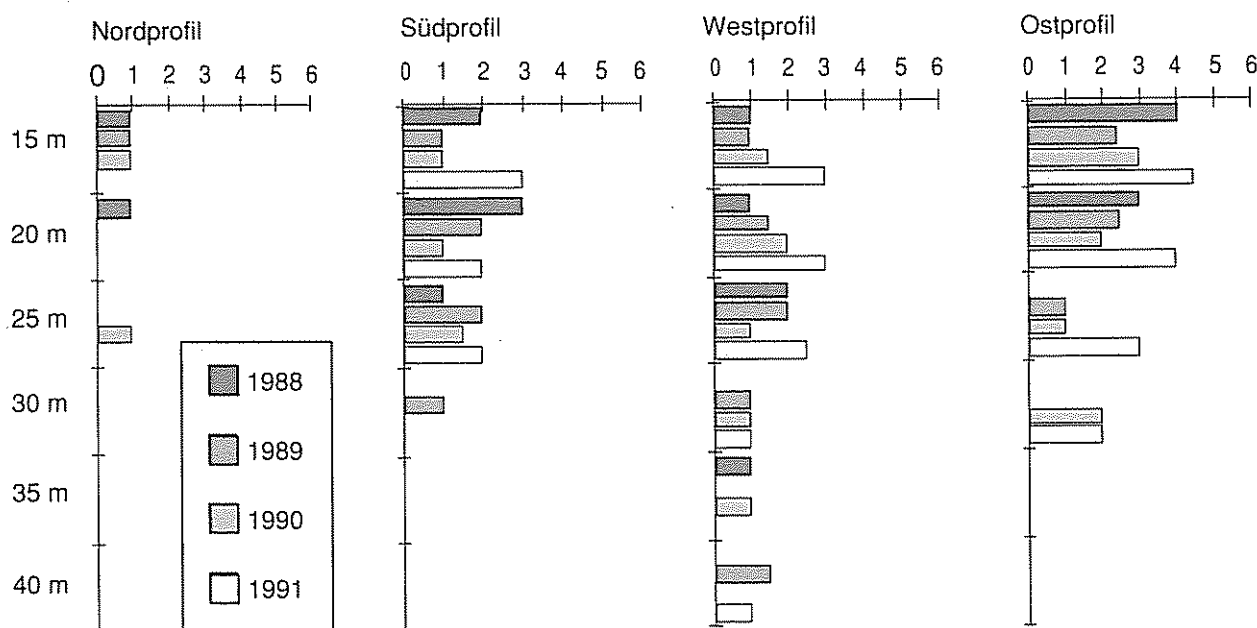
nismen und schränkte den Lebensraum und die Laichgründe der Fische stark ein. Da die Seebodenfläche unterhalb von 20 m Tiefe über 2/3 der gesamten Fläche ausmacht, ist damit ein grosser Lebensraum tangiert, der nicht nur für die Invertebraten von Bedeutung ist, sondern auch für verschiedene Fischarten. Damit die Auswirkungen der im Winter 1985 eingeleiteten Sanierungsmassnahmen auf die wirbellosen Tiere untersucht werden konnten, wurden bereits im späten Frühjahr desselben Jahres die ersten Benthosproben zur Festlegung des Ausgangszustandes von der EAWAG erhoben.

### Referenzen von Wehrli et al

- [1] A. Wüest et al., 1991. Sanierung des Baldeggersees. EAWAG Auftrag 4818.
- [2] R. Gächter et al., 1989. Auswirkungen der Belüftung und Sauerstoffbegasung auf den P-Haushalt des Sempachersees. Wasser, Energie, Luft 81, 335-341.
- [3] H. Ambühl et al., 1979. Gutachten über die Sanierung des Baldegger- und Hallwilersees. EAWAG Auftrag 4559.
- [4] A. Ventling, 1992. Reproduktion und larvale Entwicklungsphase der Felchen (*Coregonus* sp.) im eutrophen Sempachersee. Dissertation Universität Zürich.
- [5] C. Mortimer, 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. J. Ecol. 29, 280-329.
- [6] Wehrli et al., 1992. Reaction rates and products of manganese oxidation at the sediment-water interface. In: C.P. Huang et al. (Eds.) "Aquatic Chemistry" ACS Advances in Chemistry Series. (in review)
- [7] H. Brandl, K. Hanselmann, 1991. Evaluation and application of dialysis porewater samplers for microbiological studies at sediment-water interfaces. Aquatic Sciences 53, 55 - 73.
- [8] A. Wüest et al., 1992. Density structure and
- tritium-helium age of deep hypolimnetic water in the northern basin of lake Lugano, Aquatic Sciences, 54, in Druck.
- [9] R. Gächter et al., 1988. Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. Limnol. Oceanogr. 33, 1542-1558.
- [10] B. B. Jørgensen, D. J. Des Marais, 1990. The diffusive boundary layer of sediments: Oxygen microgradients over a microbial mat. Limnol. Oceanogr. 35, 1343-1355.
- [11] F. Stössel, 1992. Die Bodenfauna im Hallwilersee dringt vor. Mitt. der EAWAG 34D



**Fig. 3**  
**Die Oligochaetenentwicklung im Hallwilersee.**  
 Die Intensität der Rasterung (siehe Fig. 4) zeigt das Jahr der Probenahmen an, die Säulenlänge die Häufigkeit der Würmer.



**Fig. 4**  
**Die Chironomidenentwicklung im Hallwilersee.**  
 Deutlich sind die geringeren Fundhäufigkeiten der Zuckmücken-Larven gegenüber derjenigen der Oligochaeten. Von einer Besiedelung kann infolge der geringen Fundhäufigkeiten noch nicht gesprochen werden. Eine Tendenz zur Tiefenbesiedelung ist jedoch vorhanden.

## 2. Was wurde untersucht?

Für die Untersuchungen wurden die Aufgaben zwischen dem Gewässerschutzamt des Kantons Aargau und der EAWAG aufgeteilt. Die Ersteren übernahmen die Beobachtung der chemischen und physikalischen Vorgänge, die EAWAG die Aufnahme der benthischen Wiederbesiedelung durch die Makroinvertebraten.

Die ersten Befunde der physikalisch-chemischen Untersuchungen wurden von Stöckli und Schmid [2], diejenigen der biologischen Untersuchungen von Stössel [3] publiziert.

Für die biologischen Probenahmen wurde der in nord-südlicher Richtung verlaufende See in 4 kreuzförmige Transekte unterteilt, welche sich an der tiefsten Stelle des Sees trafen. Auf diesen Transekten wurden in 1 - 2 m, sowie in 5 m Tiefe und anschliessend in Schritten von 5 m Tiefenzunahme

Tabelle 1

Zwischen 1985 und 1991 ist auf allen Tiefenstufen eine Zunahme der Artenvielfalt ersichtlich. Erwartungsgemäss zeigt der Bereich bis 30 m Tiefe die grösste Zunahme.

Tiefe [m]	1985 Artenanzahl	1991 Artenanzahl
20	8	12
25	4	8
30	3	7
35	2	4
40	2	4
45	0	3
46	0	2

Proben mit einem Schleppnetz (Dredge) heraufgeholt. Die im Schlamm des Netzes befindlichen Tiere wurden sofort sorgfältig vom Schlamm befreit und am nächsten Tag im Labor unter der Lupe herausgesucht und ihre Häufigkeit geschätzt. Das genauere Probe-nahmeprozedere ist in Stössel [3] umschrieben.

### 3. Biologische und ökologische Bedingungen für eine Wiederbesiedelung

Um die anschliessenden Resultate besser zu verstehen, sind die Bedingungen für eine Wiederbesiedelung durch die wirbellosen Tiere zu umreissen. Einer Wiederbesiedelung von tieferen Regionen eines Sees sind deutliche Grenzen durch abiotische Faktoren gesetzt:

- Das Dauerdunkel ermöglicht keinen Pflanzenwuchs, daher können nur detritivore und carnivore Tiere\* einwandern.
- Mit zunehmender Tiefe wird der Seeboden schlammiger und bietet deshalb nur einen sehr eintönigen Lebensraum.
- Mit zunehmender Tiefe steigt der Druck an und die Wassertemperatur nimmt ab.

Diese Lebensbedingungen schränken die Auswahl unter den Invertebra-

\*) *detritivor*: abgestorbenes tierisches und pflanzliches Material konsumierend.

*carnivor*: fleischfressend

ten bereits stark ein. Als Pioniere einer Besiedelung gelten die Gliederwürmer aus der Familie der Tubificidae. Infolge ihrer besonderen Atmungsweise sind sie befähigt, mit dem Vorderkörper im anaeroben Schlamm zu stecken und gelösten Sauerstoff aus dem Wasser durch die Körperhaut des Hinterleibes und die Enddarmwand aufzunehmen. Dabei hilft ihnen das haemoglobinhaltige Blut. Mit dessen höherer Affinität zum Sauerstoff können noch sehr niedere Sauerstoffkonzentrationen ausgenutzt werden. Da einige Tubificidenarten bis zu 4 Wochen auch anaerob (sauerstofflos) überleben (ohne Futteraufnahme und Reproduktion), sind sie für diese Vorreiterrolle prädestiniert [4]. Durch ihre Wühlarbeit lockern die Schlammröhrenwürmer die Sedimente und ermöglichen so eine raschere Oxidation desselben (Bioturbation). Daneben sind auch einige Arten von Zuckmückenlarven (Chironomidae) und Erbsenmuscheln (*Pisidium* sp.) in der Lage, den Boden in der Tiefe zu besiedeln. Ausgehend von der Dissertation Güntert [5] ist zu erwähnen, dass er im Jahre 1913 drei Arten aus der Familie der Tubificidae, eine Nematodenart

und die Erbsenmuschel *Pisidium fossarium* in 46 m Tiefe fand. Die einzige registrierte Chironomidenart konnte er nur bis 40 m Tiefe bestätigen.

Für eine Wiederbesiedelung sind zwei weitere biologische Kriterien bedeutungsvoll:

- Dauer des Vermehrungszyklus
- Fortbewegungsgeschwindigkeit

Für Tubificiden wurden Reproduktionszeiten von bis zu 2 Jahren ermittelt, aber auch die Chironomiden erzeugen kaum mehr als eine Generation pro Jahr. Dafür ausschlaggebend dürften die auch im Sommer niederen Temperaturen (4-5 °C) des Wassers in den tieferen Bereichen eines Sees sein. Die Fortbewegungsgeschwindigkeit der Oligochaeten und der Pisidien ist gering und ungerichtet. Die Chironomidenlarven bewegen sich sicher schneller und auch in die Tiefe absinkende Zuckmücken-Eier können über grössere Distanzen verfrachtet werden. Für diese Insektenlarven, bzw. -eier müssen allerdings die Bedingungen in der Tiefe gut sein, d.h. es muss genügend Sauerstoff vorhanden sein. Besonders Letztere benötigen dauernd ausreichend Sauerstoff, um ihre Entwicklung zu gewährleisten.

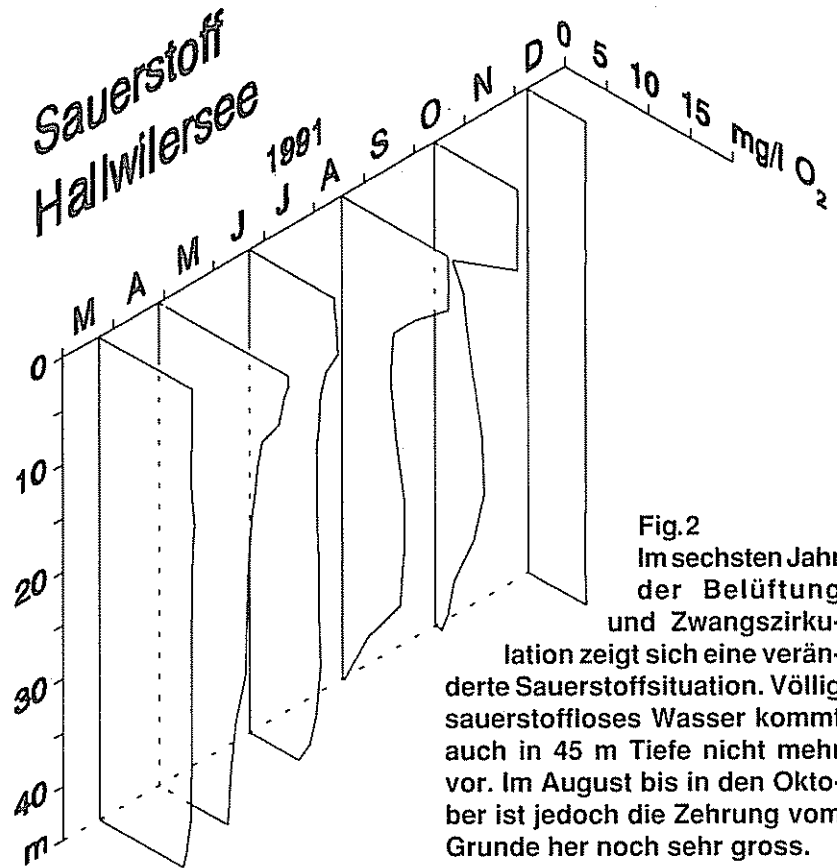


Fig.2  
Im sechsten Jahr der Belüftung und Zwangszirkulation zeigt sich eine veränderte Sauerstoffsituation. Völlig sauerstoffloses Wasser kommt auch in 45 m Tiefe nicht mehr vor. Im August bis in den Oktober ist jedoch die Zehrung vom Grunde her noch sehr gross.

## 4. Auswirkung der 7-jährigen Belüftung

Im Jahre 1991 konnte erstmals seit Beginn der Sanierungsmassnahmen der Sauerstoff nahezu ganzjährig bis zu einer Tiefe von 45 m hin erhalten bleiben (Fig. 2). Somit wird eine Besiedelung durch Tubificiden und ihre Reproduktion möglich. Die Entwicklung der Oligochaeten von 1988 bis 1991 ist in Fig. 3 für die Tiefen ab 20 m gezeigt. Die verschiedenen Transekte sind getrennt aufgezeichnet. Am langsamsten entwickelt sich die Oligochaetenbesiedelung im Bereiche des Nord- und des Südtransektes. Bis 1991 vermochten die Tubificiden erst bis auf 35 m Tiefe in geringer, bzw. mittlerer Häufigkeit vorzudringen. Erwartungsgemäss entwickelt sich die Besiedelung auf dem Ost- und dem Westtransekt schneller. Es sind diejenigen Probenahmestellen, welche am wenigsten Entfernung von den Druckluft- und Sauerstoffdiffusoren aufweisen. Hier vermochten sie bis auf 40 m, bzw. 45 m Tiefe vorzustoßen. Erste Aufnahmen im Spätsommer 1992 zeigten nochmals eine geringe Verbesserung. Der Boden in 45 m Tiefe und an der tiefsten Stelle (46 m) war in sehr kleinen Häufigkeiten besiedelt.

In Fig. 4 ist die Chironomidenbesiedelung dargestellt. Auch hier zeigt das Nordprofil eindeutig eine andere Charakteristik als die übrigen Transekte. Die Häufigkeiten sind derart gering, dass nichts über die Besiedelung ausgesagt werden kann. Die anderen Transekte zeigen hingegen von Jahr zu Jahr eine Tendenz zur Besiedelung des tiefer gelegenen Seebodens. Obwohl die Chironomidenlarven agiler sind als die Tubificiden, vermochten sie nicht über 30 m und in einem

Fall 1990 bis auf 35 m in sehr geringer Häufigkeit Tiefe vorzudringen. Die 1992 durchgeführten Probenahmen zeigten in dieser Hinsicht noch keine Veränderung. Dies ist ein Indiz, dass die Chironomidenarten im Hallwilersee gegenüber den Sauerstoffverhältnissen wesentlich empfindlicher reagieren als die Tubificiden.

Die Tabelle 1 zeigt die Veränderungen bezüglich Artendiversität ab 20 m Tiefe für alle 4 Transekte zusammengefasst. 1985 waren unterhalb von 35 m Tiefe mit Ausnahme der zeitweilig anoxisch lebenden Chaoborus-Larve (Büschelmücke) und einem Cyclops-Larvenstadium (Rudersfusskrebs) keine anderen Invertebraten gefunden worden. 1991 hatten sich die Sauerstoffbedingungen insofern verbessert, dass 4 weitere Arten bis auf die Tiefe von 25 m vordrangen. In 35 und 40 m Tiefe sind es Tubificiden und Chironomiden, welche sich ansiedeln konnten und in 45 m konnte eine sehr geringe Anzahl von Tubificiden zusätzlich zu den erwähnten, anoxisch lebenden Formen gefunden werden.

## 5. Was nun?

Der Hallwilersee ist einer der wenigen Schweizerseen mit weitgehend natürlichen Ufern und dient sowohl der Erholung wie der Fischerei.

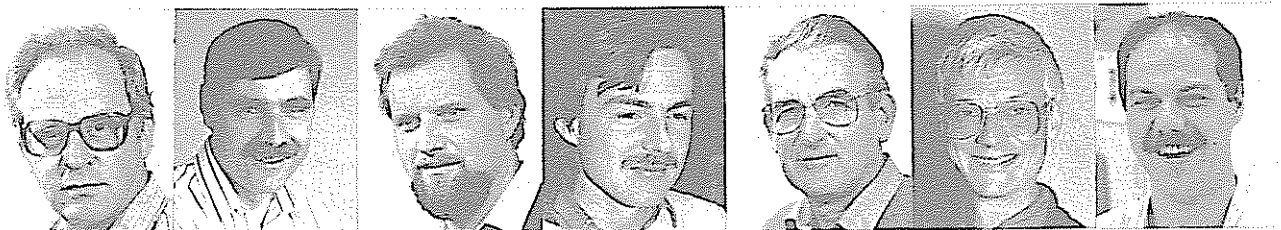
Unter welchen Bedingungen ist der Hallwilersee aus der Sicht der Wiederbesiedelung des tiefer gelegenen Seebodens durch Invertebraten "sanierter"? Diese Frage kann nur unter Berücksichtigung der Tatsache beantwortet werden, dass der Zustand des Sees nach einer Besiedelung des gesamten Grundes nicht überall aufrecht erhalten werden kann, nachdem einmal die Hilfsmassnahmen abgeschaltet sind.

Infolge der geographischen Lage des Sees wird er nachher wiederum im Durchschnitt nur einmal alle 10 Jahre bis zum Grund durchzirkulieren, so dass Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser vorprogrammiert sind.

Somit sind zwei Lösungen möglich:

- Die Hilfsmassnahmen werden aufgehoben und man nimmt in Kauf, dass nicht der gesamte Seegrund besiedelt bleibt.
- Im anderen Falle müsste mindestens die Zirkulationsunterstützung im Winterhalbjahr bestehen bleiben. Nur falls bis dann wenigstens die obersten Sedimentschichten oxidiert sind und zugleich die Nährstoffzufuhr – vor allem aus dem Baldeggersee – vermindert ist [6], könnte der nach Jahren externer Belüftung erworbene Zustand erhalten bleiben.

- [1] Märki, E. und Schmid, M. (1983): Der Zustand des Hallwilersees. wasser, energie, luft, (Baden) 75, 105-112.
- [2] Stöckli, A. und Schmid, M. (1988): Die Sanierung des Hallwilersees; erste Erfahrungen mit der Zwangszirkulation und der Tiefenwasserbelüftung. wasser, energie, luft, (Baden), 79, 143-149.
- [3] Stössel, F. (1989): Die Sanierung des Hallwilersees: Auswirkungen auf die Organismen des Seegrundes nach 2 1/2 Jahren Zirkulationshilfe und Tiefenwasser-Sauerstoffbegasung. wasser, energie, luft, (Baden), 81, 333-335.
- [4] Brinkhurst, R.O. and Jamieson, B.G.M. (1971): Aquatic Oligochaeta of the World. Oliver & Boyd, Edinburgh, 860 p.
- [5] Güntert A. (1917): Der Hallwilersee: Ein verschwundener Glacialsee und seine Tiefenfauna. Inaugural-Dissertation, Universität Basel, 85 p.
- [6] Zimmermann, Ch., Kölla, E. und Schlatter, J. (1991): Sanierung des Hallwilersees: Zuflussuntersuchung zur Nährstoffbelastung 1988/90. Baudepartement Kanton Aargau-Abt. Umweltschutz, 62 p., 16 Beilagen.



Die Tagungs-Referenten, von links nach rechts: Heinz Ambühl, Dieter Imboden, Hans Rudolf Bürgi, Bernhard Wehrli, Fred Stössel, René Gächter, Markus Braun

# Auswirkungen von Sanierungsmassnahmen auf den Trophiegrad und Sauerstoffhaushalt von Seen

René Gächter und Alfred Wüest

## 1. Gewässerschutzziele

Seen dienen als Fischgewässer der Produktion von Nahrungsmitteln. Sie stellen wichtige Trink- und Brauchwasserressourcen dar. Als "natürliche" Lebensräume sollen sie nicht nur ein Überleben sondern auch eine ungestörte Fortpflanzung aller im unbelasteten Gewässer auftretenden Organismen gewährleisten, und sie sollen als Erholungsräume dienen (Art. 1 Gewässerschutzgesetz).

Weil Algenblüten den Erholungswert eines Gewässers schmälern, die Trinkwasseraufbereitung erschweren, den Geschmack des Trinkwassers beeinträchtigen können, unter ungünstigen Bedingungen Fischsterben verursachen, in jedem Fall die Sauerstoffkonzentration (im folgenden immer so geschrieben:  $[O_2]$ ) im Tiefenwasser drastisch vermindern, wurden in der Verordnung über Abwassereinleitungen die beiden folgenden minimalen Qualitätsansprüche formuliert

- Seen sollen - unter dem Vorbehalt ungünstiger natürlicher Verhältnisse - höchstens eine mittlere Produktion von Biomasse aufweisen
- die  $[O_2]$  soll (ohne künstliche Stützungsmaßnahmen) zu keiner Zeit und in keiner Seetiefe weniger als 4 mg  $O_2/l$  betragen.

Zum Wachstum benötigen Algen verschiedene Nährstoffe. Das Gesetz des Minimums besagt, dass derjenige Stoff, der ihrem Bedarf entsprechend in der kleinsten Menge vorhanden ist, den maximal möglichen Ertrag bestimmt. Es ist allgemein anerkannt, dass in Seen das Algenwachstum in den meisten Fällen durch die P-Konzentration (fortan als  $[P]$  geschrieben) kontrolliert wird.

Die mit zunehmender  $[P]$  an-

steigende Produktion ist in Fig. 1 illustriert. Sie zeigt, dass sich eine "mittlere Produktion" im Bereich von 150-200 g C/m<sup>2</sup> Jahr im Mittel bei einer Frühjahrs- $[P]$  von 20-30 mg/m<sup>3</sup> einstellt. Allerdings weichen individuelle Seen oft erheblich von der angepassten Ausgleichskurve ab.

## 2. Wann liegen ungünstige Verhältnisse vor?

Bezüglich der  $[O_2]$  liegen ungünstige natürliche Verhältnisse dann vor, wenn der natürliche  $O_2$ -Vorrat des Hypolimnions nicht ausreicht, um bei einer mittleren Produktion von 200 g  $C_{\text{ass}}/m^2$  Jahr ein Absinken der  $[O_2]$  unter die geforderten 4 mg  $O_2/l$  zu verhindern. Nimmt man - wie in Fig. 2 illustriert - in erster Näherung an, dass

- 90% des assimilierten Kohlenstoffs (C) bereits im Epilimnion respiriert werde,
- die Hälfte des sedimentierten organischen Kohlenstoffs als refraktärer C ins Dauersediment eingelagert werde,
- und der leicht mineralisierbare C hauptsächlich während des Sommerhalbjahrs mineralisiert werde,

so kann abgeschätzt werden, dass im Hypolimnion während der Sommertagnation etwa 35 g  $O_2/m^2$  konsumiert werden. Unter der Voraussetzung, dass bis zum Ende der Zirkulationsphase im Tiefenwasser eine  $[O_2]$  von 11 g  $O_2/m^3$  erreicht wird, darf im Durchschnitt 7 g  $O_2/m^3$  gezehrt werden, damit die mittlere  $[O_2]$  im Hypolimnion nicht unter die geforderten 4 g  $O_2/m^3$  absinkt. D.h.: ideale Durchmischung im Hypolimnion vorausgesetzt, wäre im Minimum eine mittlere Hypolimniontiefe von 5 m erforderlich. Ungünstige natürliche Verhältnisse liegen daher mit Sicherheit in Seen mit einem flachen Hypolimnion vor.

$O_2$  wird nicht nur im freien Was-

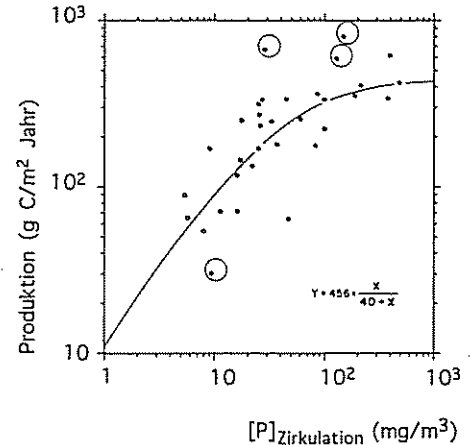
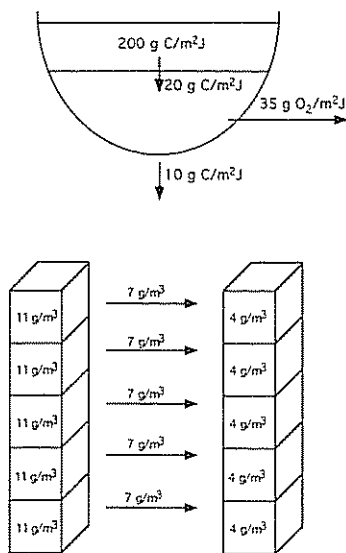


Fig. 1 Jahresprimärproduktion in Abhängigkeit von der Gesamtphosphorkonzentration während der Frühjahrszirkulation (nach Fricker [8])

ser, sondern hauptsächlich an der Sedimentoberfläche gezehrt. Das Qualitätsziel kann deshalb, wie am Beispiel des Gersauerbickens im Vierwaldstättersee illustriert (Fig. 3), auch in tiefen mesotrophen Seen unterschritten werden, wenn am Seegrund das Verhältnis von Sedimentoberfläche zum Schichtvolumen des Wasserkörpers gross ist, und wegen geringer Turbulenz aus höher gelegenen Schichten zu wenig  $O_2$  nachgeliefert wird. Besonders ungünstige natürliche Verhältnisse sind dann gegeben, wenn z.B. wie im Lungernsee aus tiefen Schichten allochthones Erdgas ins Sediment diffundiert und dadurch die mikrobielle  $O_2$ -Zehrung erhöht wird, oder wenn - aus Gründen der Beckenmorphologie, der Dichtestabilisierung durch Salze [1] und der ungenügenden Windexponierung der See nicht jeden Winter lang anhaltend und intensiv genug zirkuliert, um bis zum Frühjahr das während der vorangegangenen Stagnation akkumulierte  $O_2$ -Defizit im Tiefenwasser wieder vollständig abzubauen.

## 3. Waren im Urzustand alle Seen aerob?

Der Zürcher Apotheker Nipkow [2] hat als erster die Sedimente des Zürich- und Baldeggersees untersucht. Er beobachtete



**Fig. 2**  
Schematische Darstellung von Produktion und Mineralisation in einem mesotrophen See.

im rezenten Sediment regelmässige Wechselfolgen von hell und schwarz gefärbten Lagen, während die Basis der entnommenen Kerne unstrukturiert und von heller Farbe war. Da sich als Folge der Seeneutrophierung im sauerstofffreien Sediment schwarzes Schwefeleisen bildet, sich während der Frühjahrs- und Sommermonate hellgefärbte mineralische Einschwemmungen und biogen ausgefällte Kalkkristalle ablageren und wegen des Sauerstoffmangels keine Bodenfauna

**Tabelle 1**  
Beurteilung der Wasserqualität durch Anwohner im Vergleich mit der [P] während der Frühjahrszirkulation.

Noten 1, 2 und 3 bedeuten "sehr gut", "gut" und "ungenügend".

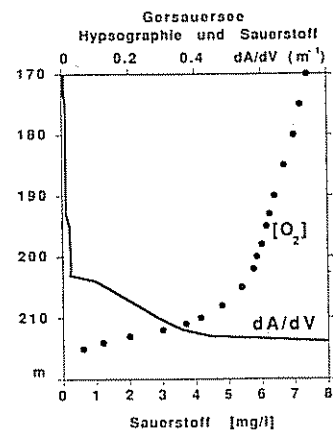
Name	Note	[P] mg/m <sup>3</sup>
Zürichsee	1,05	35
Walensee	1,05	10
Vierwaldstättersee	1,10	10
Bodensee	1,15	40
Hallwilersee	1,35	120
Bielersee	1,35	30
Neuenburgersee	1,55	25
Genfersee	1,85	60
Sempachersee	2,15	100
Zugersee	2,45	170
Baldeggersee	2,50	120

vorhanden ist, welche diese klare Schichtung zerstören kann, interpretierte er diese Abfolgen von je einer hellen und einer dunklen Schicht als Jahresschichten. Die darunter liegenden, hell gefärbten nicht laminierten Sedimente waren für ihn Ausdruck der Sedimentbildung unter den oligotrophen Bedingungen der nacheiszeitlichen Seen-Entwicklung.

Aufgrund ausgedehnter Untersuchungen von Züllig [3] weiss man, dass das Tiefenwasser mancher Schweizer Seen lange vor der Einführung der Schwemmkanalisation und der Intensivierung der Landwirtschaft anoxisch gewesen sein muss. Der Baldeggersee war vorübergehend bereits vor 6500 Jahren partiell anoxisch, der Rotsee ist es seit dem Jahr 0, im Soppensee wurden in 3000 Jahre alten Sedimenten Pigmentkonzentrationen nachgewiesen, die deutlich über den Werten der jüngsten Sedimente liegen. Im Hallwilersee sind Sedimente, welche in der 2. Hälfte des 18. Jahrhunderts abgelagert wurden schwarz gefärbt, obwohl sowohl jüngere als auch ältere Ablagerungen bei gleichen Pigmentkonzentrationen hell gefärbt und nicht laminiert sind. Solche Beobachtungen weisen darauf hin, dass Anaerobie am Seegrund zwar das Resultat einer hohen Produktion sein kann, aber nicht notwendigerweise sein muss. Offenbar gehört der Hallwilersee zu jenen Seen, die bereits im oligotrophen Zustand dazu neigten, während des Winters nur unregelmässig und unvollständig zu mischen. Es überrascht nicht, dass sich diese Neigung mit zunehmendem Trophiegrad noch verstärkt hat.

#### 4. Welche P-Konzentrationen müssen erreicht werden, um das Gewässerschutzziel zu erreichen?

In der Grosszahl der Schweizer Seen nimmt die [P] seit den siebziger Jahren als Folge des Baus von 3- und 4-stufigen Kläranlagen ab. Die Anwohner beurteilen die Wasserqualität hauptsächlich aufgrund ästhetischer Merkmale. Wichtige Kriterien sind Farbe, Durchsichtigkeit, Geruch, Ge-

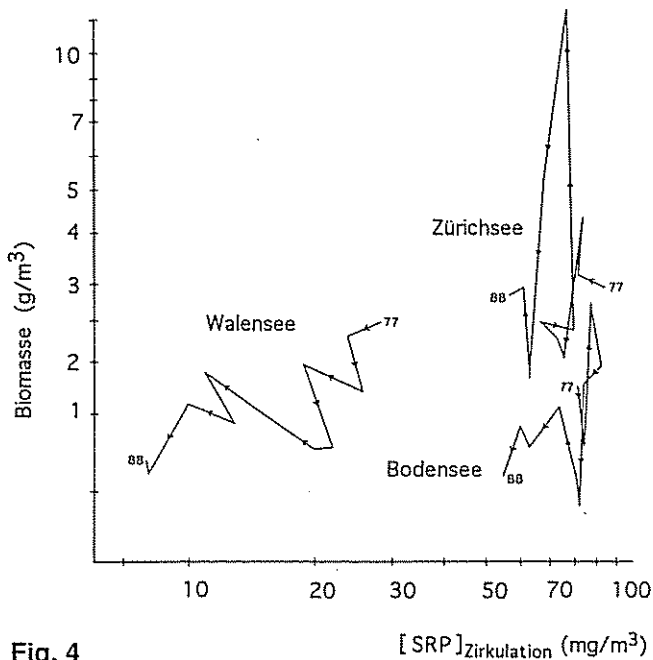


**Fig. 3**  
Veränderung des Verhältnisses Sedimentoberfläche/Schichtvolumen und der [O<sub>2</sub>] in Abhängigkeit von der Seetiefe illustriert am Beispiel des Vierwaldstättersees (Gersauerbecken 8. Januar 1968). Daten Hydrobiologische Abt. der EAWAG.

schmack und die Art und das Ausmass der Ufervegetation. Sie beurteilen einen See z.T. auch aufgrund ihrer Erfahrungen als Sportfischer und aufgrund von Informationen aus den Medien. Um ihr Urteil zu erfahren, wurde je 20 zufällig ausgewählten AnwohnerInnen verschiedener Seen telefonisch die Frage gestellt, wie sie aus persönlicher Erfahrung die Wasserqualität ihres Sees beurteilen. Mögliche Antworten waren gut (Note 1), genügend (Note 2) und ungenügend (Note 3).

Die Rangliste (Tabelle 1) zeigt, dass die Wasserqualität von Seen mit P-Konzentrationen von weniger als 40 mg/m<sup>3</sup> häufig als sehr gut beurteilt wird. Seen mit P-Konzentrationen von mehr als 100 mg/m<sup>3</sup> werden in der Regel zwischen genügend und ungenügend eingestuft. Dieses Resultat zeigt, dass die Bevölkerung die positiven Auswirkungen der Abwassersanierungsmassnahmen registriert. Überraschend gut wurde der Hallwilersee beurteilt, obwohl er sich in seiner [P] kaum von den Nachbarn (Sempacher- und Baldeggersee) unterscheidet.

Wissenschaftler ersetzen diese laienhafte, qualitativ-ästhetische Beurteilung durch objektive Messwerte wie die Primärproduktion oder die Phytoplanktonbiomasse. Vergleicht man in einer grossen Zahl von Seen P-Konzentration und biologische Parameter



**Fig. 4**  
Mittlere epilimnische Phytoplankton Biomasse in Abhängigkeit von der Phosphatkonzentration während der Frühjahrszirkulation (nach Stabel [9]).

wie Chlorophyllkonzentration, Phytoplanktonbiomasse und Primärproduktion, so beobachtet man im Mittel in P-armen Seen niedrigere Chlorophyllkonzentrationen und niedrigere Primärproduktionsraten (Fig. 1) als in Seen mit ausgesprochen hohen P-Konzentrationen. Individuelle Seen können aber z.T. deutlich von diesem Mittelwert abweichen. Im praktischen Gewässerschutz, wo es darum geht, individuelle Seen zu sanieren sind daher Kenntnisse über das Verhalten eines hypothetischen "mittleren Sees" von geringem Wert. So liegen z.B. die Biomassekonzentrationen im Bodensee und im Walensee im selben Bereich, obwohl die P-Konzentration im Bodensee rund fünf Mal höher ist, und bei gleichen P-Konzentrationen übertrifft die Biomasse des Zürichsees jene des Bodensees um das dreifache (Fig. 4). Die drei Seen unterscheiden sich auch in der qualitativen Zusammensetzung des Planktons. Der Walensee ist ein Diatomeen-See, im Bodensee dominieren die Dinophyceen, und im Zürichsee sind die Blaualgen die wichtigsten Vertreter im Phytoplankton.

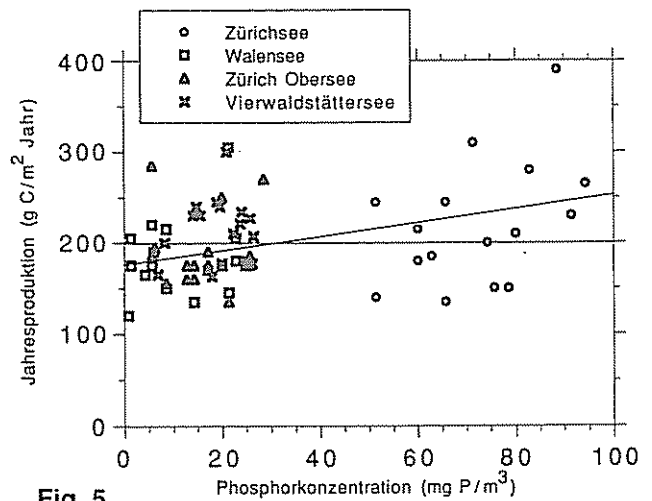
Fig. 4 zeigt ferner, dass in ein und dem selben See bei praktisch gleicher P-Konzentration die Biomassekonzentrationen aufeinander folgender Jahre um einen Faktor 3 bis 5 schwanken können. Daraus folgt, dass zur fundierten Beurteilung der Auswirkungen von Sanierungsbestrebungen un-

bedingt Langzeituntersuchungen nötig sind. Beobachtungen, die sich auf nur wenige Jahre beschränken, können zu krassen Fehlbeurteilungen führen. Untersucht man die Abhängigkeit der Jahresproduktion vom P-Gehalt (Fig. 5), so erhält man ein ähnliches Bild. Bei praktisch gleichen P-Konzentrationen können die aus 12 bis 24 Einzelmessungen ermittelten mittleren Jahresproduktionsraten eines Sees um einen Faktor 2 voneinander abweichen. Das bedeutet, dass kleine Verminderungen in der [P] nicht unmittelbar zu niedrigeren Produktionsraten führen müssen.

Diese Beispiele illustrieren, dass sich das Gewässerschutzziel nicht mit einer bestimmten, in jedem Fall gültigen P-Konzentration umschreiben lässt. Da wir die Ursachen für das unterschiedliche Individualverhalten der Seen nicht kennen, kann die anzustrebende P-Konzentration für individuelle Seen nicht exakt vorausgesagt werden. Sie muss in jedem See empirisch ermittelt werden, d.h., sie muss so lange erniedrigt werden, bis die Gewässerqualität den Nutzungszielen des Art. 1 entspricht.

## 5. Genügt es, Abwässer zu reinigen?

Bei den Bestrebungen zur Verminderung der P-Belastung darf man sich



**Fig. 5**  
Jahresprimärproduktion im Vierwaldstättersee, Zürichsee, Zürichobersee, Walensee in Abhängigkeit von der Gesamtposphorkonzentration während der Frühjahrszirkulation (Quellen Zürichsee und Walensee Zimmermann et al. 1991, Vierwaldstättersee Gächter 1968; Stadelmann 1971 und Bossard mündliche Mitteilung).

nicht einseitig auf Abwassersanierungsmassnahmen beschränken. Im Einzugsgebiet des Sempachersees wurde die abwasserbürtige Belastung mit gelöstem P zwischen 1977 und 1988 von 7 t/Jahr auf 1 t/Jahr vermindert. Gleichzeitig hat sich aber die bodenbürtige Belastung von 5 t/Jahr auf 7 t/Jahr erhöht und damit den Erfolg der Abwassersanierung teilweise vermindert. Heute sind rund 80% des dem Sempachersee zugeführten gelösten P bodenbürtig. Im Baldeggersee macht dieser Anteil mehr als 70% der Gesamtbelastung aus [4]. Stoffbilanzen geben Hinweise auf die Ursache des Anstiegs der bodenbürtigen P-Frachten. Dem Boden wird seit Jahren mehr P zugeführt als ihm mit der Ernte entzogen wird. Als Folge der Überdüngung steigt der P-Gehalt des Bodens und damit die P-Abschwemmung an. Um das zu verhindern, muss eine ausgeglichene Düngerbilanz angestrebt werden. Um dieses Ziel zu erreichen, müsste der Austrag von P-Dünger im Einzugsgebiet des Sempachersees um rund 80 t/Jahr (=30%) vermindert werden. Untersuchungen von Steiger und Baccini [5] kamen zu ähnlichen Resultaten. Diese Autoren zeigten, dass im Einzugsgebiet der Bünz die P-Düngung auf die Hälfte reduziert werden müsste, um eine ausgeglichene Stoffbilanz zu erreichen.

## 6. Erfahrungen mit der Seebelüftung

Sempachersee, Baldeggersee und Hallwilersee erfüllen weder das Qualitätsziel für die Primärproduktion noch für den  $O_2$ . In allen drei Seen wird seit einigen Jahren während des Winters durch das Einblasen von Pressluft künstlich eine homogene Mischung

erreicht. Dadurch wird die  $[O_2]$  an der Seeroberfläche minimiert und der Sauerstoffübertritt aus der Atmosphäre maximiert.

Wenn man von der biogenen Sauerstoffproduktion absieht, so nähert sich in einem ideal durchmischten See die  $[O_2]$  bis zum Ende der Zirkulationsphase einem Grenzwert  $[O_2]_s$ , der nach Gleichung 1 von der Sättigungskonzentration  $[O_2]_s$ , der Sauerstoff-

zehrung  $J$  und damit vom Trophiegrad, der mittleren Tiefe  $z$  und der Gasaustauschgeschwindigkeit  $\alpha$  und damit von der Windexponierung abhängt.

$$[O_2] = [O_2]_s - Jz/\alpha \quad (1)$$

Der erreichbare Wert liegt umso näher bei der Sättigungskonzentration je oligotropher der See, je kleiner die mittlere Tiefe und je grösser die mittlere Windgeschwindigkeit über dem

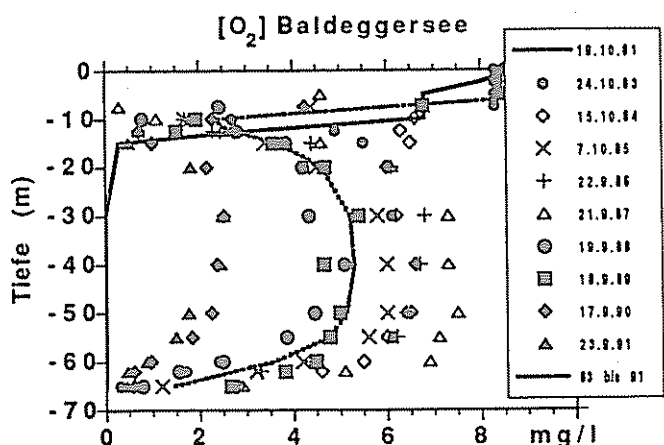


Fig. 6  
Sauerstoffprofile im Herbst im Hallwilersee, Baldeggersee und Sempachersee

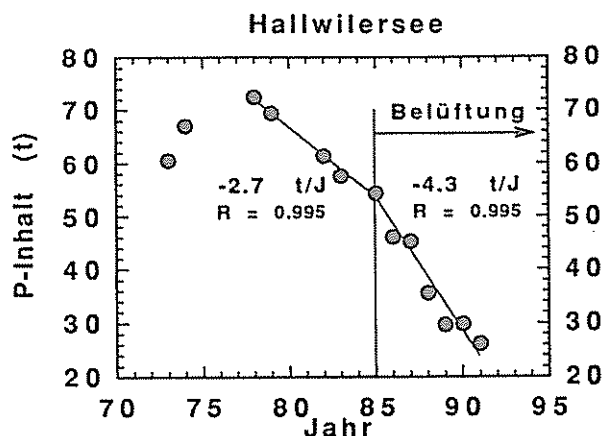


Fig. 7  
Zeitliche Veränderung des P-Inhalts (Jahresmittelwerte) im Sempachersee, Baldeggersee und Hallwilersee.

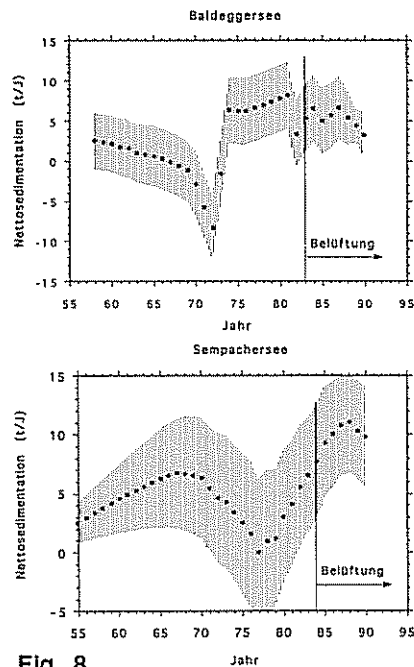
See ist. In den drei Seen lassen sich dank dieser Massnahmen  $[O_2]$  Werte erreichen, die im Mittel zwischen 8.5 und 10 mg/l liegen. Im Sempachersee wurden nach Wintern mit günstigen meteorologischen Bedingungen ähnliche Werte auch ohne künstliche Durchmischung erreicht. Daraus folgt, dass in Seen, welche natürlicherweise schlecht mischen, eine Belüftung den  $O_2$ -haushalt während des Winters günstig beeinflusst. In Seen, in denen die natürliche Mischung während des Winters ausreicht um eine homogene Konzentrationsverteilungen zu erreichen, hat sie aber keinen wesentlichen Einfluss auf die erreichbare  $[O_2]$ .

In keinem der drei Seen reicht der im Frühjahr erreichte  $O_2$ -Vorrat aus, um während der Sommerstagnation beim gegebenen hohen  $O_2$ -Bedarf ein Absinken der  $[O_2]$  im Hypolimnion unter den geforderten Grenzwert von 4 mg/l zu verhindern. Aus diesem Grund wird während des Sommers 2 bis 3 Tonnen reiner Sauerstoff pro Tag in ihr Hypolimnion eingetragen. Die Sauerstoffblasen lösen sich auf, bevor sie die Sprungschicht erreichen. Die natürliche Temperaturschichtung des Sees bleibt erhalten.

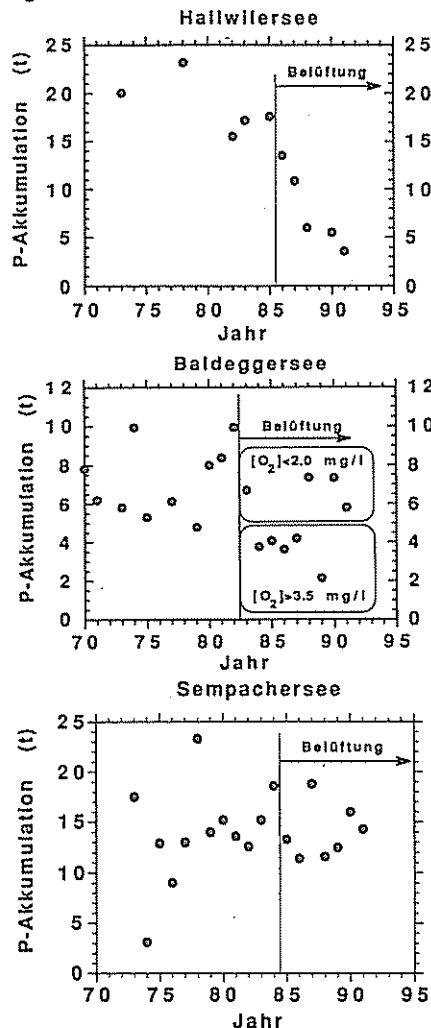
Fig. 6 vergleicht Sauerstoffprofile, die in den drei Seen im Herbst, vor und nach Inbetriebnahme von Belüftung und Sauerstoffbegasung beobachtet wurden. Dank der künstlichen  $O_2$ -Zufuhr ins Hypolimnions wird das  $O_2$ -Qualitätsziel im Sempachersee in allen Tiefen eingehalten. Im Baldeggersee und Hallwilersee wird es nur noch in der Nähe des Seegrunds unterschritten. Im Prinzip ist es also möglich, mit Hilfe von technischen Massnahmen das Sauerstoffziel auch in hoch eutrophen Seen einzuhalten.

## 7. Auswirkungen der Sauerstoffzufuhr auf den P-Haushalt

Fig. 7 zeigt, dass nach dem Einsetzen von Zwangszirkulation und  $O_2$ -Begasung der Gesamt-P-Inhalt (I) im Sempachersee und Hallwilersee beschleunigt abnahm. Im Baldeggersee kann dieser Effekt nicht so klar er-



**Fig. 8**  
Aus Bilanzen (Gl. 2) bestimmte Phosphor-Nettosedimentation im Sempacher- und Baldeggersee: Innerhalb der Ungenauigkeit, die vorwiegend von den Zuflussdaten stammt (schraffierte Fläche), kann nicht geschlossen werden, dass seit Beginn der internen Massnahmen die Nettosedimentation zugenommen hat.



**Fig. 9**  
P-Akkumulation im Hypolimnion von Hallwilersee, Sempachersee und Baldeggersee vor und nach Beginn von Zwangszirkulation und Sauerstoffbegasung.

kannt werden. Obwohl erwartet wurde, dass bei erhöhter  $[O_2]$  die P-Nettosedimentation zunehmen werde, lässt sich aus dieser Beobachtung nicht zwingend ableiten, dass die künstlich erhöhte  $[O_2]$  die Ursache dafür war. Wie Gleichung (2) zeigt, hängt die die Geschwindigkeit der Inhaltsveränderung nicht nur von der Sedimentation S sondern auch von der Zufuhr Z und vom Export E ab.

$$dI/dt = Z - E - S \quad (2)$$

Kennt man die Zufuhr, die Inhaltsveränderung und den Export, so kann man die Nettosedimentation berechnen. Nach Fig. 8 hat die so ermittelte Nettosedimentation sowohl im Baldeggersee als auch im Sempachersee zwischen 1970 und 1980 bei steigendem P Inhalt ein Minimum durchlaufen. Das kann man so interpretieren, dass vor dem Erreichen dieses Minimums die P-Freisetzung aus dem Sediment stetig grösser wurde und nachher wieder abgenommen hat, möglicherweise, weil die Sedimente an gespeichertem, leicht mobilisierbarem P verarmten. In beiden Seen hat die Nettosedimentation bereits vor dem Einsetzen von seeinternen Massnahmen kräftig zugenommen. Der im Sempachersee nach dem Beginn der Belüftung beobachtete weitere Anstieg der Nettosedimentation kann daher nicht zwingend als Auswirkung dieser Massnahme gewertet werden. Zudem muss berücksichtigt werden, dass die Messwerte der P-Zufuhr und deshalb die ermittelten Nettosedimentationsraten mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet sind. Bei Berücksichtigung dieser Unsicherheit lässt sich mit dieser Methode in keinem der Seen ein gesicherter positiver Effekt der künstlich erhöhten  $[O_2]$  auf die P-Nettosedimentation nachweisen.

Die Nettosedimentation ergibt sich als Differenz zwischen der Bruttosedimentation und der P-Freisetzung an der Sediment/Wasser-Grenzfläche. Kleinere Freisetzungsraten hätten eine niedrigere P Akkumulation im Hypolimnion zur Folge. Fig. 9 zeigt, dass im Hallwilersee die hypolimnische P-Akkumulation seit Beginn der Belüftung deutlich abgenommen hat. Im

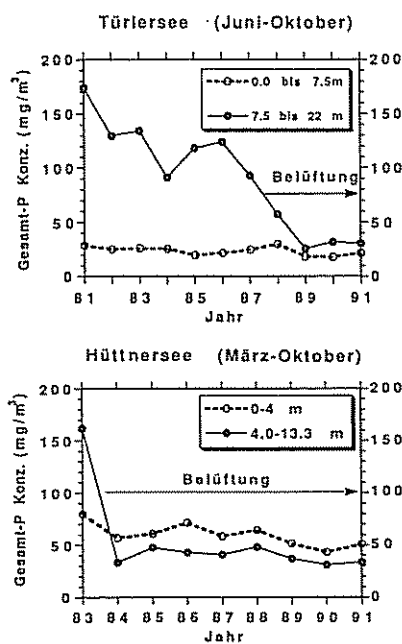


Fig. 10  
Gesamt-P Konzentrationen im Oberflächenwasser und Tiefenwasser des Hüttnersees (Mittelwerte März-Oktober) und Türlersees (Mittelwerte Juni-Oktober). Daten wurden von W. Meyer, AGW Zürich, in verdankenswerter Weise zur Verfügung gestellt.

Baldeggersee konnte dieser Effekt dann beobachtet werden, wenn die  $[O_2]$  im Herbst über dem Seegrund nicht unter 3.5 mg/l sank. Im Sempachersee hat die Belüftung keinen nachweisbar positiven Effekt auf die hypolimnische P-Rücklösung. Das unterschiedliche Verhalten von Hallwilersee und Baldeggersee einerseits und dem Sempachersee andererseits wird damit erklärt, dass in den beiden erstgenannten Seen in früheren Jahren während des Sommers das gesamte Hypolimnion anoxisch war. Im Sempachersee beschränkte sich dagegen die anoxische Zone auf die untersten 15 m des Sees. Diese Zone überdeckt weniger als 30% der hypolimnischen Sedimentfläche. Zudem ist im tiefsten Bereich des Sees die Sedimentoberfläche trotz erhöhter Sauerstoffkonzentrationen im überstehenden Wasser immer noch anoxisch [6].

Der *Hüttnersee* wird seit 1984 zwangszirkuliert. Während des Sommers wird sein Hypolimnion belüftet. Es ist ganzjährig aerob. Der *Türlersees* wird seit 1987 zwangszirkuliert. Seit her tritt Anaerobie im Hypolimnion nur noch während des Spätsommers

auf. In beiden Seen haben die erhöhten Sauerstoffkonzentrationen zu deutlich niedrigeren P-Konzentrationen im Hypolimnion geführt (Fig. 10). Die epilimnischen P-Konzentrationen wurden aber nicht wesentlich beeinflusst.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die erhöhte hypolimnische  $[O_2]$  in allen Seen (mit Ausnahme des Sempachersees), die P-Akkumulierung im Hypolimnion verminderte. Im Hallwilersee hat das zu einer beschleunigten Abnahme des P-Inhalts im ganzen See beigetragen. In den übrigen Seen wurde die P-Konzentration der produktiven Schicht und damit die Primärproduktion nicht wesentlich beeinflusst.

## 9. Zusammenfassung und Folgerungen

In allen uns bekannten Fällen hat die Reduktion der P-Belastung von Schweizer Seen zu einer Verminderung ihrer P-Konzentration geführt. Da P das Algenwachstum begrenzt, wurde dadurch auch eine Umkehrung des Eutrophierungsprozesses eingeleitet. Zwischen der P-Konzentration und Trophiemassstäben wie Primärproduktion, Biomasse oder Sichttiefe besteht aber keine enge für jeden See gültige Beziehung. Zudem können diese Werte in ein und demselben See bei praktisch konstanter P-Konzentration von Jahr zu Jahr stark variieren. Aus diesen Gründen ist es bei anhaltend abnehmender P-Konzentration in einem See weder möglich, die Gewässerqualität vorauszusagen, der er zustrebt, noch die P-Konzentration exakt zu definieren, die erreicht werden sollte um die Qualitätsziele zu erreichen.

Aufgrund von Sedimentuntersuchungen wissen wir, dass manche Seen bereits in vor- und frühgeschichtlichen Zeiten d.h., im "unbelasteten Zustand" zeitweise und lokal anoxisch waren. Solche Seen werden wahrscheinlich auch nach optimaler Abwasserreinigung und bei verantwortungsvollem Umgang mit Düngstoffen partiell anaerob bleiben. Das bedeutet aber nicht zwangsläufig, dass sie den Anforderungen des Artikels I des Gewässerschutzgesetzes nicht genügen.

Praktische Erfahrungen am Sempachersee, Baldeggersee, Hallwiler-

see, Lützelsee und Hüttnersee haben ergeben, dass die Zwangszirkulation ein relativ kostengünstiges Verfahren ist, um während des Winters den Sauerstoffeintrag in Seen, in welchen natürlicherweise keine homogene Mischung erreicht wird, zu intensivieren. Als Nebeneffekt wird dadurch auch die Nährstoffkonzentration im Abfluss und damit der Nährstoffexport erhöht.

Mehr  $O_2$  im Hypolimnion vergrößert den Lebensraum für  $O_2$ -bedürftige Organismen, erniedrigt während des Sommers die P-Akkumulierung im Hypolimnion, vermindert aber den Trophiegrad eines Gewässers nicht wesentlich und bietet in eutrophen Seen keine Garantie für den natürlichen Bruterfolg der Edelfische (Wehrli [7]). Zwangszirkulation und Sauerstoffbegasung sollten deshalb erst dann realisiert werden, wenn die P-Belastung auf das mögliche Minimum reduziert wurde und wenn nachgewiesen ist, dass der See im unbelasteten Urzustand stets aerob war und höhere Sauerstoffkonzentrationen im Wasser die Qualitätsmängel des partiell anoxischen Sees als Lebensraum tatsächlich beheben können.

- [1] Imboden D., L. Sigg und R. Schwarzenbach. Stoffverteilungen im See. Zusammenspiel von physikalischen und chemischen Prozessen. EN 34 D, 9-13
- [2] Nipkow F. 1920. Vorläufige Mitteilungen über Untersuchungen des Schlammabsetzes im Zürichsee. Schweiz. Z. Hydrol. 110-122.
- [3] Züllig H. 1988. Waren unsere Seen früher wirklich "rein"? Gas, Wasser, Abwasser 6817-32.
- [4] Kunze U. 1992. Auswertung der Zuflussuntersuchungen 1987/90 und Nährstoffbelastung des Baldeggersees. Gemeindeverband Baldegger- und Hallwilersee. Kant. Amt für Umweltschutz Luzern (nicht publiziert).
- [5] von Steiger B. und P. Baccini. 1990. Regionale Stoffbilanzierung von landwirtschaftlichen Böden mit messbarem Ein- und Austrag. Nationales Forschungsprogramm, Bericht Nr. 38.
- [6] Gächter R. 1989. Auswirkungen der Belüftung und Sauerstoffbegasung auf den P-Haushalt des Sempachersees. Wasser, Energie, Luft 81 335-341.
- [7] Wehrli B., A. Ventling und R. Müller. Biogeochemische Prozesse an der Sedimentoberfläche. EN 34 D, 19-22.
- [8] Fricker H. 1980. OECD Eutrophication programme. Regional project "Alpine Lakes". Herausgeber BUWAL.
- [9] Stabel H.-H. 1991. Irregular biomass response in recovering prealpine lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, 810-815.

# Abschätzung der P- Einträge in den Sempachersee aus diffusen Quellen und Massnahmen zu deren Reduktion

Peter Hurni<sup>1</sup>, Markus Braun<sup>1</sup> und Felix Schärer<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dienst Bodenphysik und Gewässerschutz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), 3097 Liebefeld-Bern  
<sup>2</sup> Büro PS-Plan, Bahnhofstr. 10, 3076 Worb

Mit Hilfe eines Stofffluss-Modells wurden die Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Sempachersee abgeschätzt. Danach gelangen jährlich ca. 14,5 Tonnen Phosphor vorwiegend aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen in den See. Die bedeutendsten Eintragswege für Phosphor sind die Abschwemmung und Bodenerosion auf Grasland (45%) sowie Ackerland (41%). Die grössten flächenspezifischen Verluste weist das Ackerland auf. Der für den See problematische, gelöste Phosphor wird dagegen vorwiegend vom Grasland abgeschwemmt. Durch zahlreiche Massnahmen könnten die diffusen Phosphoreinträge um ca.50% reduziert werden.

## 1. Einleitung

Die gesamten Phosphoreinträge in den Sempachersee setzen sich aus den Frachten 'Zuflüsse', 'Abwasserreinigungsanlagen', 'Regenüberläufe' und 'Niederschläge' zusammen [1]. Die Phosphoreinträge durch die Zuflüsse werden aufgeteilt in 'Abwasser nicht saniert' und 'diffuse Quellen' (Tabelle 1).

In den vergangenen 30 Jahren hat sich der gesamte Phosphoreintrag in den See vervierfacht. Infolge der Anstrengungen im Abwasserbereich ging die nicht sanierte Abwasserfracht um 85% zurück. Der Anteil der diffusen Quellen vervielfachte sich dagegen auf 16 Tonnen pro Jahr. Gründe für diese Zunahme liegen in der Intensivierung der Landwirtschaft (Fig.1)

Bisher wurde der Anteil der diffusen Quellen durch Differenzbildung abgeschätzt. Das heisst, von den totalen Einträgen wurden die bekannten Teilflüsse abgezogen und der Rest der Landwirtschaft 'unterstellt'. In der vorliegenden Arbeit werden nun die Phosphoreinträge aus diffusen Quellen direkt abgeschätzt.

## 2. Das Stofffluss-Modell mit den gebietsspezifischen Annahmen

In [2] wurde ein Verfahren zur Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer vorgestellt. Das Stofffluss-Modell verknüpft die Daten der Bodennutzung mit nutzungsspezifischen Verlustkoeffizienten. Jede Fläche innerhalb des Einzugsgebietes wird durch die Bodennutzung (Grasland, Ackerland, Wald, Oed- und Unland, überbautes Gebiet niedriger Dichte), die Hangneigung sowie die Entwässerungsverhältnisse charakterisiert. Die Verlustkoeffizienten, welche jeder Fläche zugeordnet werden, stammen aus der Literatur oder eigenen Feldversuchen.

Für das Einzugsgebiet des Sempachersees sind die wichtigsten Bodennutzungsdaten in Fig. 2 und Tabelle 2 zusammengestellt. Auffallend an dieser Region ist der hohe Anteil an drainierten Flächen (30% der landwirtschaftlich Nutzfläche) und der

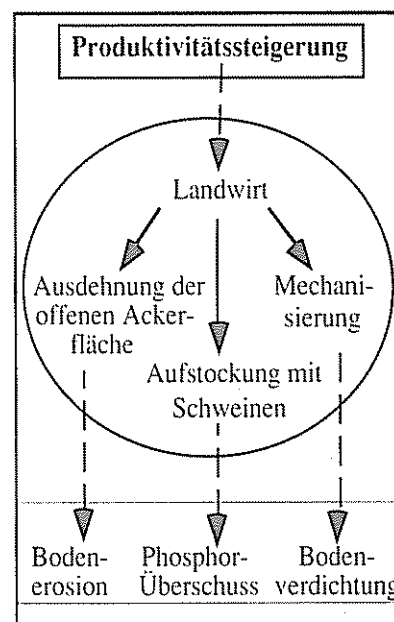


Fig. 1 Einige Auswirkungen der intensiven Landwirtschaft im Sempacherseeinzugsgebiet.

hohe Tierbesatz. In Hofdüngern fallen im Einzugsgebiet jährlich ca. 270 Tonnen Phosphor an [4], was einem Phosphor-Deckungsgrad von 150% entspricht.

Tabelle 1 Phosphoreintrag in den Sempachersee (nach [1]).

Messjahre	Phosphoreinträge (Tonnen P <sub>tot</sub> · y <sup>-1</sup> )			
	Gesamt	Zuflüsse und Resteinzugsgebiet		
		Total	Abwasser nicht saniert	Diffuse Quellen
1954	4,4	3,4	3,2	0,2
1966-67	10,3	9,2	7,1	2,1
1976-77	14,9	12,8	6,7	6,1
1984-86	14,6	12,5	1,4	11,1
1986-88	18,7	16,6	0,5	16,1

Tabelle 2

Aufteilung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Grasland und Ackerland nach Hangneigungsstufen.

Bodennutzung (ha)	Ebene (0-5%)	Hanglage (6-30%)	Steillage (über 31%)	Total
Grasland	1506	2511	8	4025
Ackerland	300	581	0	881

Gegenüber dem Stofffluss-Modell in [2] werden folgende Parameter verändert:

- Aufgrund von Zwischenresultaten eines Feldversuches im Einzugsgebiet des Sempachersees wird der Anteil des Oberflächenabflusses am totalen Abfluss von 5% auf 10% erhöht. Diese Erhöhung lässt sich durch die vielen Hang-, Grund- und Stauwasser beeinflussten Böden im Einzugsgebiet erklären [3]. Aus demselben Grund wird der Drainageabfluss von 65% auf 70% des totalen Abflusses erhöht.
- Der Phosphorgehalt im auf Grasland oberflächlich abfließenden Wasser wird von 2 mg P l<sup>-1</sup> auf 3 mg P l<sup>-1</sup> erhöht. Diese Annahme stützt sich ebenfalls auf die Zwischenergebnisse des erwähnten Feldversuches.
- Die Konzentration des Drainagewassers wird zu 0,1 mg P l<sup>-1</sup> anstatt 0,06 mg P l<sup>-1</sup> angenommen [3].
- Die durchschnittliche Bodenerosion auf Ackerflächen wird von 2,5 t ha<sup>-1</sup>y<sup>-1</sup> auf 7 t ha<sup>-1</sup>y<sup>-1</sup> erhöht (nach [3, 5]). Gestützt auf [3] und eigenen Beobachtungen wird zu-

sätzlich in Hang- und Steillagen auf Kunstwiesen 1,5 t ha<sup>-1</sup>y<sup>-1</sup> und auf Naturwiesen 0,5 t ha<sup>-1</sup>y<sup>-1</sup> Bodenabtrag berücksichtigt. Der Phosphorgehalt im Oberboden wird von 0,05% auf 0,2% erhöht [3] und der Anreicherungsfaktor weggelassen. Der Ablagerungsfaktor für das erodierte Bodenmaterial wird weiter von 60% auf 50% vermindert, weil die Gerinnetichte im Einzugsgebiet des Sempachersees 1,5 mal grösser ist als der Durchschnitt des schweizerischen Mittellandes (nach [2]).

- Wegen den hohen Tierbeständen und der hohen Gerinnetichte im Einzugsgebiet werden die Annahmen für die Direkteinträge 'Düngerausstrag entlang von Gewässern', 'Direkteintrag vom Hof' sowie 'Düngerausstrag auf Strassen' verdoppelt.

Wassermenge von ca. 39 Mio m<sup>3</sup>y<sup>-1</sup> stimmt mit der Wasserbilanz des Sees für die Jahre 1986-88 überein [1].

Die Modellberechnung ergibt einen Phosphoreintrag in den See durch diffuse Quellen von ca. 14,5 t P y<sup>-1</sup> (Tabelle 4), was den aus Messungen abgeleiteten Werten [1] entspricht.

Die Abschwemmung und die Bodenerosion sind mit total 86% die bedeutendsten Eintragswege für Phosphor in den Sempachersee. Die übrigen Eintragswege spielen kaum eine Rolle. Ackerland hat einen flächenspezifischen Verlust durch Abschwemmung und Bodenerosion von durchschnittlich ca. 7 kg ha<sup>-1</sup>, Grasland von ca. 1,6 kg ha<sup>-1</sup>. Von den totalen diffusen Phosphoreinträgen stammen ca. 45% vom Grasland und ca. 41% vom Ackerland. Beim Ackerland gelangen 97% in partikulär gebundener Form in den See, beim Grasland 74% in der für den See problematischen gelösten Form. Total gehen im Einzugsgebiet des Sempachersees ca. 52% des Phosphors in partikulär gebundener Form verloren, was sich ungefähr mit den gemessenen Werten von 57% in [1] deckt.

Zur Überprüfung des Modells werden zusätzlich die Stickstoffeinträge

### 3. Abschätzung der Nährstoffeinträge

Die Ergebnisse der Wasserfluss-Berechnungen sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Die total abgeflossene

Tabelle 3

Wasserflüsse in die Grund- und Oberflächengewässer im Einzugsgebiet des Sempachersees.

Wasserflüsse	(Mio m <sup>3</sup> y <sup>-1</sup> )	%
Oberflächenabfluss auf Grasland	2	4
Oberflächenabfluss auf Ackerland	0,4	0,9
Drainageabfluss unter Grasland	5	14
Drainageabfluss unter Ackerland	1	3
Tiefensickerung unter Wald	6	14
Tiefensickerung unter Grasland	19	48
Tiefensickerung unter Ackerland	4	10
Abfluss von Oed- und Unland	<0,1	0,1
Abfluss von überbautem Gebiet	2	6
Regen direkt auf Gewässer (ohne See)	<0,1	<0,1
Total	39,4	100

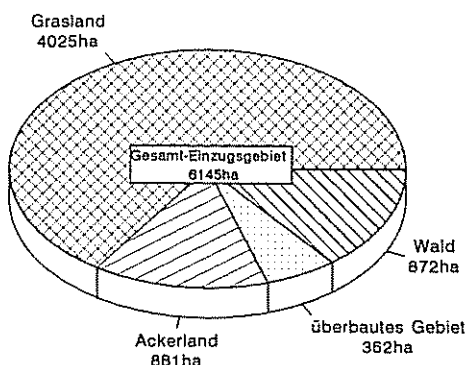


Fig. 2  
Die Bodennutzung im Einzugsgebiet des Sempachersees.

in den Sempachersee geschätzt. Das Ergebnis von 166 t N  $y^{-1}$  stimmt mit den Angaben von 170 t N  $y^{-1}$  in [6] überein. Ungefähr 89% des Stickstoffs aus diffusen Quellen gelangen durch Drainagen und Auswaschung in den Sempachersee.

#### 4. Natürliche Hintergrundlast

Die natürliche Hintergrundlast umfasst jene Nährstoffverluste, die auch in die Gewässer gelangen würden, wenn die Region bis heute vom Menschen nicht beeinflusst worden wäre. Im Einzugsgebiet des Sempachersees wäre die natürliche Bodenbedeckung Wald. Die natürliche Hintergrundlast entspricht also den Nährstoffverlusten eines flächendeckenden Waldes und beträgt beim Phosphor ca. 0,7-1,0 t P  $y^{-1}$ . Die Phosphorverluste aus diffusen Quellen infolge der heutigen, landwirtschaftlichen Bodennutzung sind folglich ca. 15 mal höher als die natürliche Hintergrundlast.

**Tabelle 4**  
Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Sempachersee.

Eintragsweg (in t P $y^{-1}$ )	P gebunden	P total	%
Abschwemmung auf Grasland		4,8	33
Bodenerosion auf Grasland	1,7	1,7	12
Abschwemmung auf Ackerland		0,2	1,3
Bodenerosion auf Ackerland	5,8	5,8	40
Drainageverluste unter Grasland		0,5	3,7
Drainageverluste unter Ackerland		0,1	0,8
Auswaschung unter Wald		0,1	0,8
Auswaschung unter Grasland		0,4	2,6
Auswaschung unter Ackerland		0,1	0,6
Verluste von Oed- und Unland		<0,1	<0,1
Verluste von überbautem Gebiet		<0,1	0,2
Atmosph. Deposition auf Gewässer		<0,1	<0,1
Weiden entlang von Gewässern		<0,1	<0,1
Düngerausstrag entlang von Gewässern		<0,1	0,1
Direkteintrag vom Hof		0,5	3,7
Weidetrieb auf Strassen		<0,1	<0,1
Düngerausstrag auf Strassen		0,2	1,2
<b>Total</b>		<b>14,5</b>	<b>100</b>
davon P gebunden	7,5		52

#### 5. Massnahmen zur Reduktion der Phosphoreinträge

Um die Phosphoreinträge durch die Landwirtschaft zu vermindern, müssen vor allem in fünf Bereichen Massnahmen ergriffen werden:

- 1) Auf Grasland ist die Infiltrationskapazität des Bodens zu erhalten bzw. zu erhöhen, um den Oberflächenabfluss zu reduzieren:**
  - angepasste Mechanisierung und optimaler Bearbeitungszeitpunkt
  - Extensivierung der wenig belastbaren Böden
  - eine dichte und möglichst geschlossene Grasnarbe
- 2) Die Düngung hat pflanzen-, standort- und zeitgerecht zu erfolgen:**
  - ausgeglichene Nährstoffbilanzen, das heisst pro Hektare maximal 2,5 DGVE
  - Pufferzonen entlang von Gewässern, Entwässerungsschächten und Strassen
  - kein Gülleausstrag auf gefrorene und schneebedeckte Böden und

*reduzierter Gülleausstrag auf nasse Böden und vor starken Niederschlägen*

- 3) Verminderung der Bodenerosion im Ackerbau [9]:**
  - standortgerechte Kulturen in einer angepassten Fruchtfolge anbauen
  - Ackerbaufläche reduzieren
  - bei allen Bewirtschaftungsmassnahmen den Erosionsschutz beachten: Saatstreifen, minimale Bodenbearbeitung, Konturanbau, integrierte Unkrautbekämpfung usw.
  - Hecken und Feldraine erhalten und neu anlegen
- 4) Wasserrückhalt im Einzugsgebiet verbessern:**
  - bestehende Geländemulden erhalten und Einlaufschächte erhöhen (Sedimentationsbecken)
  - Kleinterrassen und Dämme anlegen, um den Oberflächenabfluss zu reduzieren
- 5) Die Direkteinträge sind zu reduzieren:**
  - besondere Vorsicht beim Ausbringen von Gülle
  - dichte Lagerbehälter und Leitungen

#### 6. Mögliches Reduktionspotential

Auf dieselbe Weise wie die Abschätzung der Nährstoffeinträge mit Hilfe des Stofffluss-Modelles durchgeführt wurde, ist auch die Abschätzung des Reduktionspotentials möglich. Die durch Massnahmen in der Landwirtschaft hauptsächlich beeinflussbaren Parameter der Abschwemmung und Bodenerosion werden auf Grund von Versuchsergebnissen und Quervergleichen angepasst. Auf dem Grasland sollte es möglich sein, den Oberflächenabfluss um 25% und die Phosphorkonzentration im Oberflächenabfluss um 40% zu reduzieren. Die Direkteinträge vom Hof und der Strasse könnten halbiert werden. Da die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit nur bei einem maximalen Bodenabtrag von 1 t ha<sup>-1</sup>  $y^{-1}$  möglich ist, wird für die Bodenerosion auf Ackerland dieser Toleranzwert eingesetzt.

Ausgehend von einem Phosphoreintrag von 14,5 t P  $y^{-1}$  ergibt sich so ein Reduktionspotential von ca. 8 t  $y^{-1}$  (Fig. 3). Bezieht man diese Reduktion auf die totalen diffusen Verluste ab-

züglich der natürlichen Hintergrundlast, so beträgt sie ca. 60%.

Das grösste Potential, um den Gesamteintrag von Phosphor zu reduzieren besteht im Ackerbau. Zur Verminderung der gelösten Phosphorfracht bringen vor allem Massnahmen auf Grasland eine erhebliche Reduktion (Fig. 3).

## 7. Abschliessende Bemerkungen

Die Übereinstimmungen der gemessenen und durch das Modell geschätzten Werte (Wasserflüsse, Phosphoreintrag, Verhältnis des gebundenen und gelösten Phosphors) zeigt.

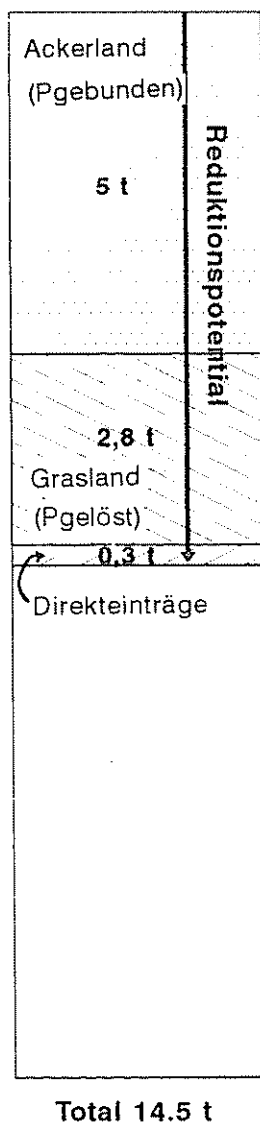


Fig. 3  
Geschätztes jährliches Reduktionspotential der Phosphoreinträge durch Massnahmen in der Landwirtschaft.

dass das Stofffluss-Modell aus [2] auch in kleineren Einzugsgebieten anwendbar ist. Die Abschätzung muss aber wegen den getroffenen Annahmen mit Vorsicht interpretiert werden. Weiter sind auch die unterschiedlichen Bodenverhältnisse im Einzugsgebiet nicht berücksichtigt worden, weshalb keine Aussagen zu Frachten in einzelnen Zuflüssen möglich ist. Insofern ist der vorliegende Beitrag als Plausibilitätsstudie zu verstehen.

Den grössten Anteil am Phosphoreintrag in den Sempachersee haben die Bodenerosion und die Abschwemmung. Während das Ackerland die grössten flächenspezifischen Phosphorverluste aufweist, kommt aus dem Grasland der grösste Teil des für den See problematischen gelösten Phosphors.

Nach [7] sollte der Beitrag aus der Landwirtschaft  $2 \text{ t P y}^{-1}$  nicht überschreiten, um das Ziel einer Gesundung des Sempachersees (Oligotrophierung) zu erreichen. Die Abschätzung zeigt, dass dieses Ziel nur mit weitergreifenderen Massnahmen (Reduktion der offenen Ackerfläche,  $2 \text{ DGVE ha}^{-1}$ , etc.) erreicht werden kann.

Die Massnahmen in der Landwirtschaft zur Reduktion der Phosphorein-

träge sind eigentlich schon seit längerem bekannt. Deren Umsetzung in die Praxis ist aber problematisch, da die meisten Massnahmen auch finanzielle Einbussen für die Bauern mit sich bringen. Die Änderung des Landwirtschaftsgesetzes (Direktzahlungen für ökologische Leistungen) ist in dieser Hinsicht ein Schritt in die richtige Richtung. Da die meisten Massnahmen auf Grund der bestehenden Infrastrukturen, den beschränkten finanziellen Mitteln und dem Faktor 'Mensch' erst auf lange Sicht umgesetzt werden können, müssten eventuell kurzfristig technische Massnahmen, wie Gülletrocknung oder phosphorarme Schweinefütterung, in Betracht gezogen werden. Schlussendlich wird aber nur ein ökologischer Bewusstseinswandel der gesamten Landwirtschaft und der ganzen Gesellschaft den Sempachersee sanieren können [8].

### Dank

Dem Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft danken wir für die finanzielle und fachliche Unterstützung, Allen Fachstellen, die uns mit Datenmaterial beliefert haben, sei ebenfalls gedankt.

- [1] EAWAG, 1990. Sanierung des Sempachersees: Auswertung der Zuflussuntersuchungen - Messperiode Januar 1986 bis Dezember 1988. Auftrag Nr. 4691. Dübendorf, 117 Seiten.
- [2] BRAUN M., Frey M., Hurni P. und Sieber U., 1991. Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986). Bericht 1. Teil. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld, und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 87 Seiten.
- [3] AGBA (Arbeitsgemeinschaft Beratender Agronomen, Ebikon), 1988. Konzept für Schutzmassnahmen im Einzugsgebiet des Lippenrütibaches-Bericht 'Grundlagen'. 72 Seiten.
- [4] BFS (Bundesamt für Statistik), 1991. Phosphor-Anfall in den Gemeinden des Sempachersee-Einzugsgebietes - Berechnet mit den Werten der Betriebszählung 1990. Computeroutput des Bundesamtes für Statistik, Bern.
- [5] SCHUDEL P., 1990. Bodenphysikalische Aspekte zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit. Kartierung der Erosionsgefährdung. Expertise des Büros SYMBO, Liestal, im Auftrag des Amtes für Umweltschutz Luzern.
- [6] HÖHENER P., 1990. Der Stickstoffhaushalt von Seen, illustriert am Beispiel des Sempachersees. Dissertation Nr. 9157 der ETH-Zürich.
- [7] STADELMANN P., 1988. Der Zustand des Sempachersees. Wasser, Energie, Luft 80(3/4), 81-96.
- [8] BRAUN M., 1992. Spiegelbild im Sempachersee. Mitt. der EAWAG 34D, 35-37. Dübendorf.
- [9] MOSIMANN T. et al, 1991, Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung, Nationales Forschungsprogramm. Nutzung des Bodens in der Schweiz, Liebefeld, 187 Seiten

# Spiegelbild im Sempachersee

Markus Braun

(Dienst Bodenphysik und Gewässerschutz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrilkulturchemie und Umwelthygiene, 3097 Liebefeld-Bern)

Die Umwelt der Menschen ist das Spiegelbild ihrer Innenwelt. Im Zustand des Sempachersees widerspiegeln sich die Gedanken und Gefühle der Menschen, den ländlichen Raum vor allem zur Produktion von physischer Nahrung zu brauchen. Die Lösung des 'Umweltproblems Sempachersee' ist deshalb nicht nur in der physischen Aussenwelt zu suchen, sondern auch in der psychischen Innenwelt der Menschen.

## Der Sempachersee ist krank!

Durch die Nährstoffeinträge insbesondere durch das Abwasser und die Landwirtschaft wurde der See dermassen überdüngt, dass sein natürliches Regulationssystem zusammengebrochen ist. Seither wird er künstlich beatmet und am Leben erhalten.

Infolge der landwirtschaftlichen Bodennutzung gelangt ca. 15 Mal mehr Phosphor in den See als infolge der natürlichen Hintergrundlast [5]. Neben den bereits eingeleiteten Sanierungsschritten sollten deshalb noch verstärkt Massnahmen im Bereich der Landwirtschaft erfolgen. Je nach gewünschtem Reduktionspotential bezüglich der Nährstoffeinträge müssen auf verschiedenen Ebenen Massnahmen ergriffen werden (Fig. 1):

- Auf der **naturwissenschaftlichen** Ebene: Massnahmen im Sinne von Aktionen der Landwirte auf dem Betrieb und dem Feld beinhalten ein vergleichbar kleines Reduktionspotential. Zu diesen Massnahmen zählen: Reduktion der Abschwemmung auf Grasland, pflanzen-, standort- und zeitgerechte Düngung, Reduktion der Bodenerosion auf Ackerland, Reduktion der Direkteinträge, etc.
- Auf der **politwissenschaftlichen** Ebene: Werden die naturwissenschaftlichen Massnahmen durch Massnahmen im Sinne von Instrumentarien in den verschiedenen Umsetzungsbereichen unterstützt, kann mit einem mittleren Reduk-

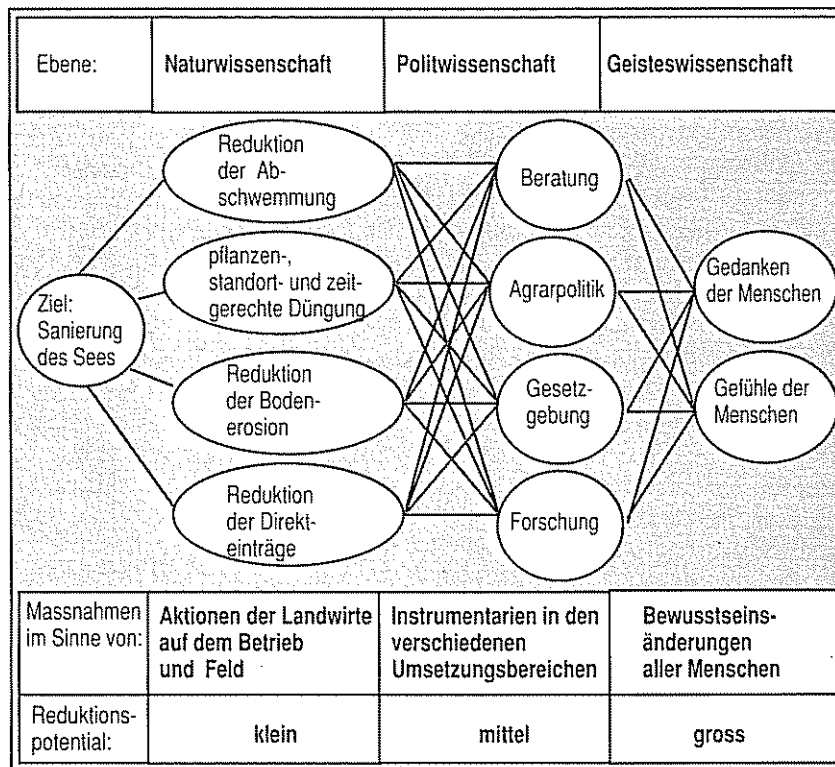


Fig. 1 Massnahmen zur Sanierung des Sempachersees sind auf verschiedenen Ebenen notwendig.

tionspotential gerechnet werden. Zu diesen Massnahmen gehören: Beitragszahlungen für ökologische Leistungen (Agrarpolitik), Revision des Gewässerschutzgesetzes (Gesetzgebung), usw.

- Auf der **geisteswissenschaftlichen** Ebene: Das Reduktionspotential ist am grössten, wenn auch Massnahmen im Sinne von Bewusstseinsänderungen miteinbezogen werden. Zu diesen Massnahmen gehören: Auseinandersetzung mit den physischen und psychischen Verbindungen zwischen den Menschen und ihrer Umwelt (Gedanken und Gefühle), Anpassung des Lebensrhythmus' an denjenigen der Erde, etc.

In [5] konnte gezeigt werden, dass mit Massnahmen auf den ersten beiden Ebenen die gewünschte Reduktion der Nährstoffeinträge zur Gesundung des Sempachersees nicht erreicht

werden kann. Der vorliegende Beitrag möchte deshalb eine Verbindung zur Ebene der Geisteswissenschaft aufbauen.

## Innenwelt und Aussenwelt

Alle Menschen haben eine Innenwelt und eine Aussenwelt. Das Wort 'Aussenwelt' wird im folgenden als Synonym für 'Umwelt' verwendet. Das Leben des Menschen ist die Berührungsebene zwischen der Innenwelt und der Aussenwelt (Fig.2). Die Innenwelt und die Aussenwelt stehen durch den Austausch von Materie, Wasser, Luft und Energie in physischer Verbindung miteinander. Ein Atom kann gestern noch Bestandteil der Aussenwelt gewesen sein, heute aber bereits in der Innenwelt eingebaut sein. Die physische Innenwelt

besteht folglich aus dem Körper, der aufgenommenen Nahrung, dem getrunkenen Wasser, der eingeatmeten Luft, etc. Die physische Aussenwelt besteht aus den Lebensgrundlagen Boden, Wasser, Luft, etc.

Die Innenwelt und die Aussenwelt sind durch das Bewusstsein und das Unterbewusstsein auch psychisch miteinander verbunden. (Das Unterbewusstsein wird heute eher als "Unbewusstes" bezeichnet, weil es nicht untergeordnet sein muss.)

Das 'persönliche Unterbewusstsein' jedes einzelnen ist im 'kollektiven Unterbewusstsein' von allem Lebenden verwurzelt [2,3,4 und 7]. Das Bewusstsein kann im Gegensatz zum Unterbewusstsein logisch denken. Das Unterbewusstsein erhält dafür das ganze Leben. Auch wenn das Bewusstsein im Schlaf weitgehend abgeschaltet ist, lässt das Unterbewusstsein das Herz schlagen, die Lunge atmen, etc. Die psychische Innenwelt besteht folglich aus den persönlichen Gedanken, Gefühlen, Träumen, etc. Die psychische Aussenwelt besteht aus den kollektiven Gedanken, Gefühlen, Träumen, etc.

Zwischen dem Bewusstsein und dem Unterbewusstsein gibt es Wechselwirkungen. Gedanken des Bewusstseins können für das Unterbewusstsein Befehle sein, welche dieses ausführt. Das Verhalten eines Menschen wird zum Spiegelbild seines Denkens und Fühlens. Die mentalen Fähigkeiten auszuschöpfen bedeutet, das Bewusstsein, das Unterbewusstsein und die Wechselwirkungen zwischen beiden zum Wohle der Innenwelt und der Aussenwelt einzusetzen.

In [6] wird der Wärmetod des Gefühls beschrieben. Gefühl kann ein Synonym sein für Unterbewusstsein. Je kälter das Gefühl für die Aussenwelt wird, umso mehr zerstören die Menschen sie in Form von Boden-, Gewässer- und Luftverschmutzung sowie Ausrottung von Tier- und Pflanzenarten. Weil die Innenwelt und die Aussenwelt physisch und psychisch miteinander verbunden sind, bedeutet jede Zerstörung der Aussenwelt auch eine Zerstörung der Innenwelt. Die Innenwelt wird zum Spiegelbild der Aussenwelt.

Andererseits ist die Aussenwelt aber auch Spiegelbild der Innenwelt. Wie innen, so aussen [2]. Jede Aussen-

weltzerstörung zeigt auf, wie krank die Menschen innen drin sind. Die Krankheit der Innenwelt ist nach aussen getreten, weil die Menschen sie innen nicht bewusst sehen konnten. Die Innenweltkrankheit ist zur Aussenweltkrankheit geworden; ihre Bilder gleichen sich deshalb. Die Innenwelt und die Aussenwelt können in physischer oder psychischer Weise erkrankt sein (Fig.2).

Im Zustand der Gewässer widerspiegelt sich die landwirtschaftliche Bodennutzung des Einzugsgebietes [1]. Die Landwirtschaft ihrerseits ist aber das Spiegelbild der Agrarpolitik, diese das Spiegelbild der Gesellschaft, diese das Spiegelbild aller Menschen. Insofern widerspiegeln sich im Sempachersee die Gedanken und Gefühle der Menschen, dass im ländlichen Raum die Nutzung des Bodens vor allem der Produktion von physischer Nahrung dient und die psychischen Werte vergessen werden.

## Innenweltschutz und Aussenweltschutz

Die Erkenntnis, dass Krankheit durch die Psyche ausgelöst werden kann, hat zur Begriffsbildung der 'psychosomatischen Krankheit' geführt. Dieser Zusammenhang hat aber auch eine Kehrseite.

Durch Ausschöpfung der mentalen Fähigkeiten und insbesondere durch die Macht des Unterbewusstseins kann man sich von Krankheitsbildern der Innenwelt heilen [7]. Das

Unterbewusstsein hat Zugang zu allen Informationen, wie die Lebensfunktionen im Normalfall sind. Eine positive Einstellung zur Krankheit kann sich deshalb günstig auf die Heilung auswirken. Diese Erkenntnis war den Völkern der Antike bekannt, steckt doch in ihrem Wort für Heilmittel 'remedium' der Hinweis 'zurück zur Mitte' [2]. Aus der eigenen Mitte schöpft man die Energie und Kraft, sich vor Krankheit zu schützen und Krankheit zu heilen. Dort findet der Mensch den Zugang zum Unterbewusstsein.

Innenweltkrankheit und Aussenweltkrankheit zeigen dieselben Krankheitsbilder. Daraus kann gefolgert werden, dass analog zur Innenweltkrankheit die Aussenweltkrankheit durch die Ausschöpfung der mentalen Fähigkeiten heilbar ist. Das heisst, dass die Aussenwelt nur geheilt werden kann, wenn die Menschen ihre Gedanken und Gefühle ihr gegenüber ändern. Bei der Aussenweltkrankheit handelt es sich deshalb ebenfalls um eine psychosomatische Krankheit. Der von der Krankheit befallene Körper (= 'soma') ist derjenige der Erde.

In dieselbe Richtung weist die Erkenntnis, dass es ein allesumfassendes Heilprinzip gibt, welches in Form des Unterbewusstseins in allem und jedem wirkt, was lebt: im Menschen, im Tier, im Baum, im Gras, im Wind, in der Erde...[7]. Dieses allesumfassende Heilprinzip wirkt in der Innenwelt wie in der Aussenwelt. Innenweltschutz und Aussenweltschutz schliessen sich zu einem Kreis (Fig.2).

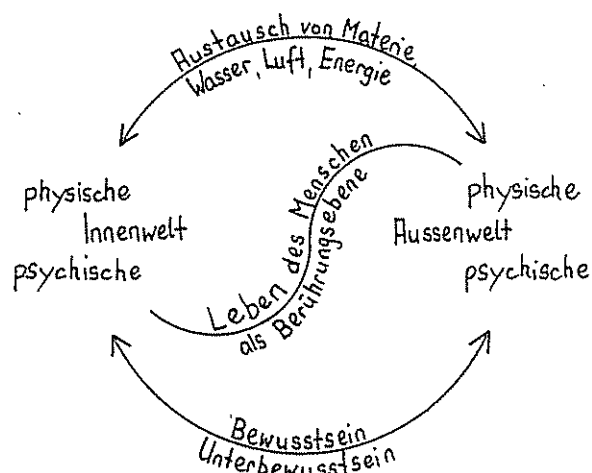


Fig. 2 Innenwelt und Aussenwelt des Menschen sowie physische und psychische Verbindungen.

---

## Ausblick

---

Die Aussenweltkrankheit widerspiegelt die Innenweltkrankheit. So wie viele Medikamente als Mittel zur Symptombekämpfung der Innenweltkrankheit eingesetzt werden, sind viele Umweltschutzmassnahmen Medikamente zur Symptombekämpfung der Aussenweltkrankheit. In beiden Fällen werden durch die Medikamente die Krankheitsbilder verwischt und der Blick auf die Ursache der Krankheit dadurch erschwert. Dabei ist Krankheit ein Zeichen dafür, dass dem befallenen Körper etwas fehlt. Die Umweltprobleme sind deshalb nur in zweiter Linie eine Ueberlebensfrage für die Erde. In erster Linie sind sie Zeichen dafür, dass die Aussenwelt und die Innenwelt der Menschen krank sind.

Die Nährstoffflüsse sind ein Spiegelbild der Lebensweise der Menschen. Die Nährstoffflüsse sind umso höher, je höher die Produktion und der Lebensrythmus der Menschen sind. Wird eine Reduktion der Nährstoffflüsse in der Aussenwelt gefordert, muss der hohe Lebensrythmus gebrochen wer-

den und dem natürlichen Rythmus der Erde angepasst werden. Das bedeutet, dass die Menschen wieder lernen müssen, den Rythmus der Erde zu spüren und mit der Erde mitzuschwingen. In dem Masse, wie die Menschen wieder in Einklang mit der Aussenwelt leben, werden sie es auch mit ihrer Innenwelt. So wie sich Psychotherapeuten für die Heilung der kranken Innenwelt einsetzen, tun dies Umweltschützer für die Heilung der kranken Aussenwelt. Beide Gruppen sollten enger zusammenarbeiten.

Die Lösung der Aussenweltkrankheit muss sowohl in der physischen Aussenwelt als auch in der psychischen Innenwelt gesucht werden. Die Lösung der Aussenweltkrankheit 'Umkippen des Sempachersees' sind nicht nur Reduktionsmassnahmen in der Landwirtschaft der Aussenwelt, sondern auch die Änderung des Denkens und Fühlens jedes einzelnen Menschen in Bezug auf den Boden, das Wasser und die Luft im Einzugsgebiet des Sees, in der Schweiz, in Europa und auf der ganzen Erde. Dies ist im Spiegelbild des Sempachersees zu sehen.

- [1] Braun M., Frey M., Hurni P., Sieber U., 1991. Wasserqualität - Spiegel der Bodennutzung. Schweiz. Vereinigung für Gewässerschutz und Lufthygiene, Zürich. Umwelt-Information 4/91, 7-11.
- [2] Dahlke R., 1991. Der Mensch und die Welt sind eins. Wilhelm Heyne Verlag, München. 445 Seiten.
- [3] Dethlefsen Th., Dahlke R., 1990. Krankheit als Weg. Bertelsmann Verlag, München. 382 Seiten.
- [4] Gruhl H., 1989. Glücklich werden die sein - Zeugnisse ökologischer Weitsicht aus vier Jahrtausenden. Ullstein Sachbuch. 309 Seiten.
- [5] Hurni P., Braun M., Schärer F., 1992. Abschätzung der Phosphoreinträge in den Sempachersee aus diffusen Quellen und Massnahmen zu deren Reduktion. Mitt. der EAWAG 34D, 33-36.
- [6] Lorenz K., 1989. Die acht Todsünden der zivilisierten Menschheit. Piper Verlag, München. 112 Seiten.
- [7] Murphy J., 1979. Die Macht Ihres Unterbewusstseins. Ariston Verlag, Genf. 245 Seiten.

---

## Fazit

Alexander J.B. Zehnder

---

---

## Der See

Seen sind wertvolle Bestandteile unserer Landschaft und ausgezeichnete Anziehungspunkte für die Naherholung und den Fremdenverkehr. Seen dienen als Nahrungsquelle, Verkehrsträger und Wasserspeicher. Ihre verschiedenartige Nutzung, die Einleitung von geklärtem und nicht geklärtem Abwasser und ihre Rolle als Auffangbecken für Abschwemmungen und Bodenerosion aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, hat zu grossen Belastungen und Beeinträchtigung der Wasserqualität geführt. Im Gegensatz zu Fliessgewässern muss der verhältnismässig austauscharme Wasserkörper der Seen mit den Belastungen und erhöhtem Nährstoffeintrag selbst fertig werden. Viele Seen sind durch Nährstoffe und andere Belastungen überfordert. Das Resultat ist Eutrophierung.

Eutrophierung wird bei unseren

Seen verursacht durch ein Überangebot von Phosphor, meistens in der Form von Phosphat. Eine erhöhte Phosphorzufuhr steigert die Algenproduktion und führt bei eutrophen Seen zu regelrechten Wasserblüten. Der Abbau der toten Algen im Tiefenwasser oder auf dem Seegrund verbraucht den Sauerstoff und macht diese Teile des Sees unbewohnbar für höhere Organismen.

Phosphor in den obersten Schichten des Sees wird durch die Algen aufgenommen und in die Biomasse eingebaut. In den toten Algen sinkt der gebundene Phosphor ins Sediment und wird zum grössten Teil während der Mineralisation als Phosphat freigesetzt. Phosphate bilden auch Salze oder adsorbieren an Partikel. Salze und Partikel sinken ebenfalls auf den Seegrund. Diese Zufuhrprozesse reichern das Sediment mit Phosphor an. Rückflösungs- und Rezirkulationsprozesse stellen dem See einen Teil des jährlichen Phosphoreintrages wieder zur

Verfügung. Ein Teil des Phosphors bleibt jedoch im Sediment zurück und reichert sich dort stetig an.

---

## Massnahmen

Bereits in den 50er Jahren wurde die Reinhaltung der Seen und ihrer Zuflüsse zum Schwerpunkt des Gewässerschutzes. Auslöser waren die unästhetischen Algenblüten und die Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser. Erhebliche finanzielle Mittel des Bundes, der Kantone und Gemeinden wurden in den letzten 30 Jahren in die Sanierung und Restaurierung der Seen investiert. In erster Linie wurden Abwässer geklärt und in manchen Fällen die behandelten Abwässer von den Seen ferngehalten. Phosphathaltige Waschmittel wurden verboten. Die Belastung der Seen durch Phosphor konnte so verringert werden. Seit 10-15 Jahren zeigen die Gewässerschutzmassnahmen in den Seen Wirkung.

Der Phosphorgehalt im Wasser nimmt sukzessive ab. Einige Seen weisen heute einen sehr guten Zustand auf. Viele sind aber noch übermässig mit Phosphor belastet, speziell jene in landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Ihnen kann mittels künstlicher Belüftung geholfen werden. Diese löst aber nicht alle Probleme und sollte nur auf Zeit eingesetzt werden. Künftig muss vor allem der landwirtschaftliche Eintrag reduziert werden. Die erforderlichen Massnahmen dazu dürfen allerdings nicht für sich alleine stehen, sondern sollen in weitere Zusammenhänge der landwirtschaftlichen Umweltprobleme, (z.B. die Stickstoffbelastung von Oberflächen- und Grundwasser) und des Naturschutzes eingebettet sein.

## Altlasten

Trotz aller Sanierungsmassnahmen bleibt viel Phosphor im Sediment. Die Seesedimente sind Altlasten geworden. Altlasten können nur durch Elimination oder Isolation saniert werden. Daher hängt der Erfolg der Seensanierung im starken Masse davon ab, ob der Phosphor im Sediment gebunden bleibt oder besser noch aus dem Sediment und dem See eliminiert wird. Eine das ganze Jahr bis zu einigen Zentimetern Dicke oxidierte Sedimentschicht kann die Rücklösung des Phosphates verhindern. Eine solche Schicht wirkt als Isolation. Starke künstliche Belüftungen können zwar relativ kurzfristig eine Wiederbesiedelung der Sedimentoberfläche mit den dort lebenden Organismen ermöglichen. Es braucht aber eine drastische Reduktion des Phosphoreintrags und damit der Primärproduktion (Algen-

wachstums), um die Sedimentoberfläche längerfristig wieder in einen oxidischen Zustand überzuführen. Technische Massnahmen zur Elimination des Phosphors aus den Sedimenten existieren. Eine Möglichkeit ist die Entfernung der phosphorreichen Sedimentschichten, analog dem Entfernen der Hafenschlämme, eine weitere die Ableitung von phosphathaltigem Tiefenwasser. Beide Möglichkeiten sind aber aus verschiedenen Gründen bisher schwierig zu realisieren. Ausbaggern ist für Seen ökonomisch kaum vertretbar. Auch fehlt der Platz, um die ausgebagerten Sedimente mit z.T. toxischen Stoffen zu deponieren. Die Ableitung von Tiefenwasser ist ökonomisch und technisch ohne weiteres machbar, eine Ausführung scheidet jedoch oft an den unteren Anliegern, die nicht erpicht sind, den Schmutz der anderen an der Haustüre vorbeifliessen zu lassen. Es stellt sich auch die Frage, ob es vertretbar ist, die Verschmutzungen der Seen der Nordsee, dem Mittelmeer oder dem Schwarzen Meer aufzubürden. Klärung des Tiefenwassers nach der Ableitung könnte zu akzeptablen Lösungen führen, die entsprechende Technologie müsste noch entwickelt werden.

## Die Zukunft

Bis heute haben wir uns vor allem auf die Eutrophierung und ihren Auslöser, den Phosphor, konzentriert. Der relative Erfolg, den wir mit den verschiedenen Massnahmen errungen haben, soll uns Ansporn sein, die Seen nicht nur weiter zu sanieren, sondern sie im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung in einen Zustand zu bringen,

welcher zukünftigen Generationen erlaubt, ihre Bedürfnisse im höchst möglichen Masse zu befriedigen. Das neue Gewässerschutzgesetz gibt gewisse Kriterien für eine nachhaltige Entwicklung. Demnach sollen die Seen unter anderem

- die Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen gewährleisten,
- die Nutzung von Trink- und Brauchwasser sicherstellen,
- als natürliche Lebensräume für einheimische Tier- und Pflanzenwelt dienen,
- als Fischgewässer genutzt werden können und
- den ästhetischen Ansprüchen, die Erholungssuchende stellen, genügen.

Einige dieser Kriterien verlangen von uns neben einem chemisch-physikalischen Verständnis des Sees auch fundierte Einsicht in die biologischen und ökologischen Prozesse und Zusammenhänge. In der Zukunft müssen wir diesen Aspekten verstärkt unsere Aufmerksamkeit widmen. Die modernen Entwicklungen in Biologie und Ökologie erlauben uns, zukünftig auch in diesen Disziplinen quantitative Voraussagen zu machen. Soll der See als Ökosystem seine Rolle vollumfänglich erfüllen, ist es unerlässlich, auch die Uferbereiche und Flachwasserzonen in den Schutz miteinzubeziehen.

Bei den Seen haben wir bis vor kurzem vor allem Schaden begrenzt und Schaden vermindert. In immer noch belasteten Seen müssen diese Arbeiten weitergeführt werden. Es geht nun aber auch darum, Schäden vorzubeugen und Ursachen anzupacken, welche eine optimale Funktion des Ökosystems See beeinträchtigen.

# Neues über die EAWAG und ihre MitarbeiterInnen

## Nachdiplomstudium Siedlungswasserbau und Gewässerschutz

Das Nachdiplomstudium (NDS) Siedlungswasserbau und Gewässerschutz der Abteilung für Bauingenieurwesen der ETH Zürich wurde im Jahre

1980 auf Initiative der EAWAG zum ersten Mal durchgeführt. Seither haben 154 Studenten und 33 Studentinnen von diesem Angebot Gebrauch gemacht und ihre Ausbildung entweder in ingenieurwissenschaftlicher oder naturwissenschaftlicher Richtung komplementär ergänzt.

Noch bis vor kurzem bot dieses NDS an der ETHZ die einzige Möglichkeit, die Ausbildung hinsichtlich

ökologischer Zusammenhänge und technischer Methoden im Gewässerschutz zu vertiefen. Die Einführung von neuen Studiengängen in Umwelttechnik und Umweltnaturwissenschaften hat nun aber zum Teil zu Doppelspurigkeiten geführt.

1992/93 wird das NDS zum letzten Mal nach bestehendem Konzept durchgeführt. Eine Arbeitsgruppe mit Mitgliedern aus der EAWAG und der

ETH Zürich unter der Leitung von Dr. W. Gujer und mit der Unterstützung von Dr. D. Diem wurde beauftragt, ein Konzept für ein neues NDS zu erarbeiten, das die neuen Randbedingungen berücksichtigt. Einerseits sollen vermehrt Vorlesungen aus den neugeschaffenen Studiengängen der ETH genutzt werden, andererseits sollen Möglichkeiten geschaffen werden, die auch der Weiterbildung von praktisch tätigen Ingenieuren und Naturwissenschaftlern dienen können.

---

## Ausweitung des Forschungsgebietes

---

Um dem durch die Forschungsgruppe Molekularbiologie erweiterten Aufgabenbereich Rechnung zu tragen, wurde der Name der Abteilung "Technische Biologie" der EAWAG umbenannt in "Mikrobiologie". Im Rahmen der Veränderungen wurde eine rotierende Abteilungsleitung eingeführt. Abteilungsleiter ist zurzeit Dr. Mario Snozzi.

---

## Neue Gruppe

---

Ab 1.1.1993 wird eine Gruppe Humanökologie durch PD Dr. Carlo Jäger aufgebaut. Damit soll die interdisziplinäre Zusammenarbeit zwischen Human-, Ingenieur- und Naturwissenschaften innerhalb und ausserhalb der EAWAG gefördert werden. Die Gruppe wird aus 6-8 Personen, darunter einigen DoktorandInnen, bestehen.

---

## Körper-Preis für die Europäische Wissenschaft

---

Prof. Werner Stumm (Direktor der EAWAG 1970-1992) ist mit der "Grünen Rosette der Europäischen Wissenschaft" der Körper Stiftung ausgezeichnet worden. Seine Forschungen über chemische Vorgänge an den Oberflächen von Teilchen sind Voraussetzung für das Verständnis des Verhaltens von Stoffen in der Umwelt.

Der mit 1,25 Millionen Mark dotierte "Förderpreis für die europäische Wissenschaft" wurde an eine Gruppe von fünf Forscherpersönlichkeiten aus der Schweiz, Frankreich und Deutsch-



**Besuch von BUWAL-Direktor Dr. Philippe Roch am 6.10.92. In seiner Eigenschaft als neues Mitglied der beratenden Kommission wurde ihm die EAWAG vorgestellt und mit ihm die in Zukunft mit dem BUWAL zu intensivierende Zusammenarbeit diskutiert.**

land verliehen, die über Verunreinigungen im Grundwasser arbeiten und für eine erfolgversprechende Durchführung des geförderten Forschungsprogramms bürgen: *Dr. Philippe Behra, Strassburg, Prof. Wolfgang Kinzelbach, Kassel, Prof. Ludwig Luckner, Dresden, Prof. René Schwarzenbach, und Prof. Laura Sigg, beide EAWAG.* Mit der Preissumme wollen die Gelehrten ihre Kenntnisse erweitern, indem sie mathematische Modelle zur Vorhersage von Grundwasserbelastungen entwickeln und diese Prognosen an einigen häufigen Problemstoffen überprüfen.

---

## Neuer Forschungsschwerpunkt der EAWAG

---

Der Forschungsschwerpunkt der kommenden Jahre trägt den Titel "Nachhaltige Ressourcenbewirtschaftung – am Beispiel Gewässer und anthropogene Sedimente". Er besteht aus den Teilbereichen

- Bildung, Sanierung und Nutzung
- anthropogener Sedimente
- Beeinträchtigung, Schutz und Nutzung des Grundwassers
- Rolle der Gewässer im Naturhaushalt und als Nutzungsobjekte.

In diesen Teilbereichen und ihren gegenseitigen Verknüpfungen sollen Unterlagen und Techniken für die nach-

haltige, regionale Ressourcenbewirtschaftung gewonnen werden.

---

## Weiterbildungstag

---

Am 17.9.92 fand bei schönstem Sonnenschein die Betriebsexkursion der EAWAG auf der Rigi (LU) statt. Vor der Wanderung nahmen die 150 Teilnehmenden die Gelegenheit wahr, sich über die Forschungsarbeiten und Resultate zu orientieren.

---

## Veranstaltungsserie "Wir stellen uns vor"

---

Jeweils am Freitagnachmittag vom 11. September bis Ende Oktober stellten sich die Abteilungen der EAWAG in didaktisch sehr geschickten Präsentationen ihren KollegInnen vor. Dabei wurden die neuesten Medieneinführungsmittel und viel Phantasie eingesetzt.

---

## Umzug

---

Im Januar 1993 zieht ein Teil der MitarbeiterInnen in das nahe Gebäude Chriesbach in neue Büros. Einige Abteilungen werden innerhalb des Hauptgebäudes vom Labortrakt in den Bürotrakt umziehen. Bitte melden Sie sich weiterhin zuerst bei der Réception, Frau U. Mohlberg an. Sie wird Ihnen den Weg weisen.

## Publikationen

Solange Vorrat sind Separata auf schriftliche Anfrage bei der Bibliothek der EAWAG erhältlich

Nos publications peuvent être commandées par écrit, jusqu'à épuisement du stock, auprès de la bibliothèque de l'EAWAG

- 1615  
Xyla, Aglai G., Sulzberger, Barbara, Luther, G. W., Hering, Janet G., Van Cappellen, P., Stumm, W.: Reductive Dissolution of Manganese(III,IV) (Hydr)oxides by Oxalate: The Effect of pH and Light. *Langmuir* 8, 95-103 (1992)
- 1616  
Faust, B. C., Hoigné, J.: Hydroxyl Radical Formation in Aqueous Reactions (pH 3-8) of Iron(II) with Hydrogen Peroxide: The Photo-Fenton Reactions. *Environ. Sci. Technol.* 26, 313-319 (1992)
- 1617  
Uehlinger, U.: Primärproduktion und Respiration im Ausfluss eines eutrophen Sees. In: DGL, Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Zusammenfassung der Jahrestagung 1991. Frank GmbH, München 1991; 347-351.
- 1618  
Müller, B., Sigg, Laura: Adsorption of Lead(II) on the Goethite Surface: Voltametric Evaluation of Surface Complexation Parameters. *J. Coll. Interface. Sci.* 148, 517-532 (1992)
- 1619  
Gächter, R., Tessier, A., Szabo, E., Carignan, R.: Measurement of Total Dissolved Phosphorus in Small Volumes of Iron Rich Interstitial Water. *Aquatic Sciences* 54, 1-9 (1992)
- 1620  
Schlatter, J.: "Schwefelhexafluorid als Tracer zum Studium von Mischungsprozessen in Seen"; Diss. ETH Nr. 9596, Zürich, 1991.
- 1621  
Atkinson, R., Baulch, D. L., Cox, R. A., Hampson jr., R. F., Kerr J. A., Troe, J.: Evaluated Kinetics and Photochemical Data for Atmospheric Chemistry: Supplement IV. *Atmospheric Environment* 26A, 1187-1230 (1992)
- 1622  
Egli, T. W.: General Strategies in the Biodegradation of Pollutants. In: *Metal Ions in Biological Systems*. Vol. 28. Sigel, H., Sigel, A. (Eds.) Marcel Dekker, New York 1992; 1-39.
- 1623  
Johnson, C. Annette, Ulrich, M., Imboden D M.: A Mathematical Model of the Manganese Cycle in a Seasonally Anoxic Lake. *Limnol. Oceanogr.* 36, 1415-1426 (1991)
- 1624  
Nowell, Lisa H., Hoigné, J.: Photolysis of Aqueous Chlorine at Sunlight and Ultraviolet Wavelengths - I: Degradation Rates. *Water Res.* 26, 593-598 (1992)
- 1625  
Nowell, Lisa H., Hoigné, J.: Photolysis of Aqueous Chlorine at Sunlight and Ultraviolet Wavelengths - II: Hydroxyl Radical Production. *Water Res.* 26, 599-605 (1992)
- 1626  
Krejci, V., Lange, J., Schilling, W.: Gewässerschutz bei Regenwetter. *Gaia* 1, 72-83 (1992)
- 1627  
Uetz, T., Schneider, R., Snozzi, M., Egli, T.: Purification and Characterization of a Two-Component Monooxygenase That Hydroxylates Nitri-*lotriacetate* from "*Chelatobacter*" Strain ATCC 29600. *J. Bacteriology* 174, 1179-1188 (1992)
- 1628  
Mason, C. A., Häner, A., Hamer, G.: Aerobic Thermophilic Waste Sludge Treatment. *Water Sci. Technol.* 25, 113-118 (1992)
- 1629  
Shen, C., Beer, J., Liu, T., Oeschger, H., Bonani, G., Suter, M., Wölfli, W.: <sup>10</sup>Be in Chinese Loess. *Earth Planet Sci. Lett.* 109, 169-177 (1992)
- 1630  
Ochs, M.: "Coordinative and Hydrophobic Interaction of Humic Substances with Aquatic Surfaces"; Diss. ETH No. 9571, Zürich, 1991.
- 1631  
Uetz, T. A.: "Biochemistry of Nitri-*lotriacetate* Degradation in Obligately Aerobic, Gram-negative Bacteria"; Diss. ETH No. 9722, Zürich, 1992.
- 1632  
Kappeler, J., Gujer, W.: Bulking in Activated Sludge Systems: A Qualitative Simulation Model for *Sphaerotilus natans*, Type 021N and Type 0961. *Water Sci. Technol.* 26, 473-482 (1992)
- 1633  
Berg, M.: Stickstoffdynamik in der Glatt. *Gas-Wasser-Abwasser* 71, 822-830 (1991)
- 1634  
Bündi, U.: Prinzipien und Probleme des ökomorphologisch-hydrologischen Gewässerschutzes in der Schweiz: kritische Beurteilung. In: "Erhalten, Nutzen, Gestalten, Landschaftswasserbau, 13". (Eds.) Techn. Universität, Wien 1992; 185-201.
- 1635  
Fent, K.: Embryotoxic Effects of Tributyltin on the Minnow *Phoxinus phoxinus*. *Environ. Pollut.* 76, 187-194 (1992)
- 1636  
von Gunten, U., Zobrist, J.: Redoxprozesse in Grundwasser-Infiltrationssystemen: Experimentelle Simulation in Kolonnen. *vom Wasser* 78, 259-271 (1992)
- 1637  
Deng Yiwei: "Formation and Dissolution of Aquatic Iron(III)(hydr)oxides: Implications for Redox Cycling of Iron

- in Natural Waters"; Diss. ETH No. 9724, Zürich, 1992.
- 1638  
Zuo Y.: "Photochemistry of Iron(III)/Iron(II) Complexes in Atmospheric Liquid Phases and Its Environmental Significance: Formation of Hydrogen Peroxides and Oxidation of Oxalic Acid and Other Atmospheric Pollutants"; Diss. ETH Nr. 9728, Zürich, 1992.
- 1639  
Haderlein, S. B.: "Die Bedeutung mineralischer Oberflächen für die Mobilität von substituierten Nitrophenolen und Nitrobenzolen in Böden und Grundwasser"; Diss. ETH Nr. 9744, Zürich, 1992.
- 1640  
Henseler, G., Scheidegger, Ruth, Brunner, P. H.: Die Bestimmung von Stoffflüssen im Wasserhaushalt einer Region. vom Wasser 78, 91-116 (1992)
- 1641  
Zuo, Y., Hoigné, J.: Formation of Hydrogen Peroxide and Depletion of Oxalic Acid in Atmospheric Water by Photolysis of Iron(III)-Oxalato Complexes. Environ. Sci. Technol. 26, 1014-1022 (1992)
- 1642  
Fent, K., Meier, W.: Tributyltin-Induced Effects on Early Life Stages of Minnows *Phoxinus phoxinus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 22, 428-438 (1992)
- 1643  
Güttinger, H., Stumm, W.: Ecotoxicology: An Analysis of the Rhine Pollution Caused by the Sandoz Chemical Accident, 1986. Interdiscip. Sci. Rev. 17, 127-136 (1992)
- 1644  
Bruno, J., Stumm, W., Wersin, P., Brandberg, F.: On the Influence of Carbonate in Mineral Dissolution: I. The Thermodynamics and Kinetics of Hematite Dissolution in Bicarbonate Solution at T=25°C. Geochim. Cosmochim. Acta 56, 1139-1147 (1992)
- 1645  
Bruno, J., Wersin, P., Stumm, W.: On the Influence of Carbonate in Mineral Dissolution: II. The Solubility of FeCO<sub>3</sub>(s) at 25°C and 1 atm Total Pressure. Geochim. Cosmochim. Acta 56, 1149-1155 (1992)
- 1646  
Zehnder, A. J. B.: Spatial Orientation of Microbial Populations. In: "Festschrift zum Symposium 60 Geburtstag von Prof. Dr. Reinhard Bachofen. 26. Juni 1992". Inst.f. Pflanzenbiologie der Universität, Zürich 1992; 50-57.
- 1647  
Appeldoorn, K. J., Kortstee, G. J. J., Zehnder, A. J. B.: Biological Phosphate Removal by Activated Sludge Under Defined Conditions. Water Res. 26, 453-460 (1992)
- 1648  
Giger, W., Poiger, T., Altenbach, B.: Hydrophile Umweltchemikalien: Nachweis und Umweltverhalten von Sulfonaten. Chem. Rundschau, Jahresheft, 65-67 (1992)
- 1649  
Kohler, H.-P. E., Kohler-Staub, Doris, Alder A. C.: Mikrobielle Umwandlungen polychlorierter Biphenyle (PCBs). Gaia 1, 153-165 (1992)
- 1650  
Holliger, C., Schraa, G., Stams, A. J. M., Zehnder, A. J. B.: Enrichment and Properties of an Anaerobic Mixed Culture Reductively Dechlorinating 1,2,3-Trichlorobenzene to 1,3-Dichlorobenzene. Appl. Environ. Microbiol. 58, 1636-1644 (1992)
- 1651  
Glaus, M. A., Heijman, C. G., Schwarzenbach R. P., Zeyer, J.: Reduction of Nitroaromatic Compounds Mediated by *Streptomyces* sp. Exudates. Appl. Environ. Microbiol. 58, 1945-1951 (1992)
- 1652  
De Bruin, W. P., Kotterman, M. J. J., Posthumus, M. A., Schraa, G., Zehnder, A. J. B.: Complete Biological Reductive Transformation of Tetrachlorethene to Ethane. Appl. Environ. Microbiol. 58, 1996-2000 (1992)
- 1653  
Lotter, A. F., Ammann, Brigitta, Beer, J., Hajdas, Irena, Sturm, M.: A Step Towards an Absolute Time-Scale for the Late-Glacial: Annually Laminated Sediments from Soppensee (Switzerland). In: "The Last Deglaciation: Absolute and Radiocarbon Chronologies". E. Bard, W.S. Broecker. (Eds.) Springer, Berlin 1992; 45-68.
- 1654  
Johnson, C. Annette, Sigg, Laura: Chromium Cycling in Natural Water Systems. In: "Metal Compounds in Environment and Life, 4". E. Merian, W. Haerdi. (Eds.) Sci. & Technol. Letters, Northwood 1992; 73-80.
- 1655  
Bondietti, G. C.: Einfluss ausgewählter Liganden auf die Auflösungskinetik von Lepidokrokit (g-FeOOH); Diss. ETH, Nr. 9723, Zürich, 1992.
- 1656  
Kuhn Annette: Arsen im eutrophen See: Eine Studie der saisonalen Redoxprozesse: Diss. ETH Nr. 9783, Zürich, 1992.
- 1657  
Zeyer, J., Eicher, Petra, Dolfing, J., Schwarzenbach, R. P.: Anaerobic Degradation of Aromatic Hydrocarbons. In: "Biotechnology & Biodegradation". D. Kamalyet al. (Eds.) Portfolio Publ. Co., The Woodlands, TX, 1990; 33-40.
- 1658  
Beer, J., Johnsen, S. J., Bonani, G., Finkel, R. C., Langway, C. C., Oeschger, H., Stauffer, B., Suter, M., Woelfli, W.: <sup>10</sup>Be Peaks as Time Markers in Polar Ice Cores. In: "The Last Deglaciation: Absolute and Radiocarbon Chronologies". E. Bard, W. S. Broecker (Eds.) Springer Verlag, Heidelberg 1992; 141-153.
- 1659  
Belevi, H., Stämpfli, D. M., Baccini, P.: Chemical Behaviour of Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash in Monofills. Waste Management & Res. 10, 153-167 (1992)
- 1660  
Brunner, P. H., Baccini, P.: Regional Material Management and Environmental Protection. Waste Management & Res. 10, 203-212 (1992)
- 1661  
Sollfrank, U., Kappeler, J., Gujer, W.: Temperature Effects on Wastewater Characterization and the Release of Soluble Inert Organic Material. Water Sci. Technol. 25, 33-41 (1992)
- 1662  
Gujer, W., Kappeler, J.: Modelling Population Dynamics in Activated Sludge Systems. Water Sci. Technol. 25, 93-103 (1992)

1663  
Kappeler, J., Gujer, W.: Estimation of Kinetic Parameters of Heterotrophic Biomass Under Aerobic Conditions and Characterization of Wastewater for Activated Sludge Modelling. *Water Sci. Technol.* 25, 125-139 (1992)

1664  
Siegrist, H., Tschui, M.: Interpretation of Experimental Data With Regard to the Activated Sludge Model No. 1 and Calibration of the Model for Municipal Wastewater Treatment Plants. *Water Sci. Technol.* 25, 167-183 (1992)

1665  
Johnson, C. Annette, Sigg, Laura, Lindauer, Ursula: The Chromium Cycle in a Seasonally Anoxic Lake. *Limnol. Oceanogr.* 37, 315-321 (1992)

1666  
Vecsei-Hohl, R., Gourec, L., Bruna, M., Zeh, M., Fent, K.: Chlorinated Hydrocarbons in Eels (*Anguilla an-*

*guilla* L.) from the River Rhine. *Naturwissenschaften* 79, 371-374 (1992)

1667  
Lotter, A. F., Kienast, F.: Validation of a Forest Succession Model by Means of Annually Laminated Sediments. In: "Laminated Sediments". M. Sarnisto, A. Kahra (Eds.). *Geological Survey of Finland*, o.O 1992; 25-31.

1668  
Masten, Susan J., Hoigné, J.: Comparison of Ozone and Hydroxyl Radical-Induced Oxidation of Chlorinated Hydrocarbons in Water. *Ozone Science & Engng.* 14, 197-214 (1992)

1669  
Pahl-Wostl, Claudia: Dynamic Versus Static Models for Photosynthesis. *Hydrobiologia* 238, 189-196 (1992)

1670  
Deshusses, M. A., Hamer, G.: Methyl Isobutyl and Methyl Ethyl Ketone Biodegradation in Biofilters. In: "Biocatalysis in Non-Conventional Media". J. Tramper et al (Eds.) Elsevier Sci. Publ., Amsterdam 1992; 393-399.

## Schriftenreihe der EAWAG

Heft 4:  
Hydrologische Abflussmodelle im Dienste des Gewässerschutzes. Hrsg. J. Bloesch, F. Naef, Peter Reichert, Wolfgang Schilling. (1992)

Heft 5:  
Hydrological and Pollutional Aspects of Stormwater Infiltration. M. Grottker, W. Schilling. (1992)

### Impressum:

Les Nouvelles de l'EAWAG sont le bulletin d'information de l'EAWAG. Edition, diffusion et © by **EAWAG, CH- 8600 Dübendorf** (1992);

Rédaction: Diana Hornung

Copyright: La reproduction d'articles ou d'extraits est autorisée à condition de mentionner expressément "Tiré des Nouvelles de l'EAWAG 34 (1992)", et d'en informer à l'avance la rédaction et les auteurs concernés.

Imprimé: sur du papier recyclé original 100 % (fabriqué sans pollution des eaux, sans blanchiment et sans coloration).

Die Mitteilungen der EAWAG sind das Informationsbulletin der EAWAG.

Herausgeberin, Vertrieb und © by: **EAWAG, CH- 8600 Dübendorf**

Redaktion: Diana Hornung

Copyright: Abdruck, auch auszugsweise, ist unter Benachrichtigung der Herausgeberin und der Autoren und mit Quellenangabe "Abdruck aus den Mitt. der EAWAG, 34 (1992)" gestattet.

Gedruckt: auf Original-Umweltschutzpapier (Widmer-Walty AG, 4655 Oftringen).

### Bulletin d'inscription:

*Les nouveaux abonné(e)s sont les bienvenu(e)s! Les Nouvelles de l'EAWAG paraissent deux fois par année en français et en allemand, et une fois par année en anglais.*

### Anmeldetalon für ein Abonnement:

*Neuabonnent(inn)en willkommen! Zweimal jährlich erscheinen die Mitteilungen der EAWAG in deutsch und französisch und einmal jährlich in englisch.*

AN DIE BIBLIOTHEK, EAWAG, CH - 8600 DÜBENDORF

Adresse:

Adressänderung

Changement d'adresse

Bitte senden Sie mir die Mitteilungen der EAWAG an folgende Adresse.

Veuillez m'envoyer régulièrement les Nouvelles de l'EAWAG à l'adresse suivante.

Bitte schicken Sie mir folgende Publikationen:

Veuillez m'envoyer les publications suivantes:

Datum und Unterschrift/ Date et signature:

Sprache - Language:

deutsch

français

english